



HAL
open science

La Gestion Paysagère des Ravageurs : exploration des verrous et leviers d'une innovation agroécologique par la modélisation participative

Nicolas Salliou

► To cite this version:

Nicolas Salliou. La Gestion Paysagère des Ravageurs : exploration des verrous et leviers d'une innovation agroécologique par la modélisation participative. Environnement et Société. Intitut National Polytechnique de Toulouse, 2017. Français. NNT: . tel-04222372v1

HAL Id: tel-04222372

<https://hal.science/tel-04222372v1>

Submitted on 7 Aug 2017 (v1), last revised 29 Sep 2023 (v2)

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License



Université
de Toulouse

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par :

Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse)

Présentée et soutenue par :

Salliou Nicolas

Le Mardi 23 Mai 2017

Titre :

La Gestion Paysagère des Ravageurs : exploration des verrous et leviers d'une innovation agroécologique par la modélisation participative

ED SEVAB : Agrosystèmes, écosystèmes et environnement

Unité de recherche :

DYNAFOR

Directeur(s) de Thèse :

Monteil Claude & Barnaud Cécile

Rapporteurs :

Lavigne Claire (INRA Avignon)

Meynard Jean-Marc (INRA AgroParisTech)

Autre(s) membre(s) du jury :

Magda Danièle (INRA Toulouse), Présidente

Barreteau Olivier (IRSTEA Montpellier), Examineur

Hannachi Mourad (INRA AgroParisTech), Examineur

Financée par :



Remerciements

Il y a un délice particulier à écrire les remerciements d'une thèse car, soyons honnête, la dernière ligne droite ne fut pas qu'une partie de plaisir. Il en va comme de tout accouchement, nous ne sommes pas égaux vis-à-vis des souffrances ressenties et des bonheurs de la délivrance. Si je crois pouvoir dire aujourd'hui que je m'en suis bien sorti, ce ne fut certainement pas par ma force de caractère, mon physique herculéen ou par le jeu d'une bonne étoile. Ma thèse est le fruit de tous ceux qui m'ont entouré dans ce chemin.

Je voudrais à ce titre commencer en remerciant mes directeurs de thèse Claude Monteil et Cécile Barnaud pour m'avoir fait confiance malgré ce parcours un peu atypique qui est le mien et qui aurait pu en dissuader plus d'un. Dans le feu du quotidien de la recherche, Cécile m'a donné deux choses inestimables : une grande autonomie et sa confiance. Elle a su prendre des positions fortes et justes aux moments clefs tout en me laissant le plus souvent explorer librement des eaux navigables pour un apprenti chercheur. Je tiens aussi à souligner que je me suis souvent dit que sa position n'était pas particulièrement évidente. Tous les deux Bretons, d'un âge proche et partageant un certain nombre de goûts communs, une certaine familiarité aurait pu facilement s'installer et rendre peut-être compliqué les moments clefs où l'autorité de l'encadrant sur l'apprenti doit s'exercer. Naviguant avec succès sur ce courant, nos échanges se sont passés dans une sympathie mutuelle et une atmosphère constructive qui ont fait de ces années d'apprentissage une aventure des plus enrichissantes. Finalement, je tiens à remercier Cécile pour ce très beau texte lu le jour de la soutenance dont la longueur était parfaite pour m'éviter d'être trop ému, texte qui, en me rendant hommage, mettait aussi en lumière ses qualités humaines et intellectuelles que beaucoup reconnaissent dans son dos.

Je voudrais aussi faire des remerciements à tous ceux qui ont contribué à mes recherches dans les petits comme dans les grands moments. Pour commencer, je voudrais remercier tous les membres de mon comité de thèse, Alexandre Joannon, Nathalie Girard, Christophe Sibertin-Blanc, Fabrice Vinatier, pour leur temps et leur expérience précieux afin de m'aider à fixer un cap. Je voudrais, dans ce comité, particulièrement saluer ici le rôle déterminant d'Olivier Théron dans le chemin qu'a pris ma thèse. J'aimerais souligner aussi l'engagement d'Aude Vialatte à la fois comme co-initiatrice de la thèse, collègue et « acteur » mobilisée dans mes recherches. Cela me donne l'occasion de remercier tous ceux qui ont donné de leur temps pour m'expliquer une parcelle de leur existence. Je voudrais à ce titre remercier tout particulièrement Thierry Ramat qui a maintenu pour mon travail une disponibilité assidue. Je voudrais le remercier aussi pour sa gentillesse et son hospitalité remarquable. De même, je voudrais ici saluer Sébastien Ballion avec qui j'ai eu le plaisir de pouvoir échanger et explorer des chemins de recherches stimulants à ses côtés.

J'aimerais de manière générale remercier tout Dynafor pour ces trois belles années. Il est de notoriété publique que ce laboratoire est un esquif hors du commun. Je manque certainement de point de comparaison mais je crois pouvoir dire qu'une bienveillance remarquable y réside (jusqu'à récemment accueillir et nourrir un des rares cas de chatrcheur). Je voudrais ainsi remercier Marc qui, en tant que capitaine de labo, n'est pas étranger à cette atmosphère tout à fait particulière. Il faut aussi souligner le travail assidu de nos animateurs de chocs, Jérôme en tête, mais épaulé de fidèles et appréciés servants, Richard, Bubu, Will, François, pour organiser des évènements en tout genre, des barbecues et des gouters de glaces au cœur de

l'été où la recherche ne tient plus que sur son cognitariat. Il convient de remarquer à ce titre qu'il n'est pas courant pour un thésard d'améliorer significativement ses compétences au Mölky... (j'hésite à mettre cette aptitude sur mon CV). Il me faut noter par ailleurs la bonne humeur du groupe de thésards avec notamment Martin, Romain, Maillys, Eugénie, Clémence, Nirina, Corinne et Alexis dont les réunions pâtés ont formé en quelque sorte une cellule de soutien psychologique par la charcuterie et les délices fromagers. Un modèle très certainement à breveter. Parmi mes coéquipiers apprentis docteurs, j'ai une pensée particulière pour Martin avec qui j'ai partagé pendant ces plus de trois ans un même lieu de travail et où nous avons tant discuté (et digressé) sur de nombreux thèmes passionnants. Il faudra également un jour que nous publions nos observations et nos expérimentations sur le comportement des fourmis qui envahissaient parfois nos bureaux. Je voudrais également remercier en particulier Luc, Clélia, Julien, Gwen, David & Jean-Phi dont la qualité des échanges n'a d'égale que leur agréable compagnie. Enfin, je voudrais finir en remerciant en particulier Sylvie, pour ses innombrables actions du quotidien, indispensables, données au labo avec abnégation ici et là dans la plus grande humilité.

Je voudrais par ailleurs remercier toute ma famille. Tout d'abord, mes parents, Colette et Jean-François, qui m'ont donné tous les moyens de pouvoir vivre ma vie en toute liberté et de poursuivre mes passions, m'éloignant souvent d'un horizon tout tracé dont la sécurité leur aurait sans doute créé moins de soucis. Leur soutien, intarissable, malgré mes pérégrinations intellectuelles et géographiques est à ce titre remarquable et je tiens à les remercier tendrement pour cette dédication. Même si je les sais trop pudiques pour l'exprimer directement, je reçois à travers cela tout leur amour et, j'en suis sûr, leur fierté parentale. Je voulais aussi remercier en particulier ma sœur Carine. Il serait sûrement un peu long de détailler tout ce qui me rend redevable de sa présence fidèle le long de mon chemin de vie, mais elle saura je pense mesurer toute l'affection que je lui porte et mes remerciements sincères par l'impossibilité d'écrire tout ce qu'il y aurait à dire.

Pour continuer, j'aimerais remercier les amis de leur soutien. Il me faudra commencer par Amélie qui, lors de cette dernière ligne droite aura été d'un soutien au front, au cœur de la forge académique qu'était devenue alors notre belle maison du moulin Guillaume. Alors que, fatigué, je rêvais de plus en plus de larguer les amarres pour devenir chauffeur de bus à Paterson dans le New Jersey, son enthousiasme statutaire pour le doctorat et sa lubie onirique pour les friands à la saucisse ont su maintenir chez moi la perspective heureuse de la thèse achevée. Je voudrais aussi remercier Sandra pour sa joie et son goût des autres qui ont amené tant de personnes à croiser notre quotidien et donner des bouffées d'air sociales pour le moine copiste que je suis devenu au fur et à mesure de l'avancement de la thèse. Je voudrais aussi remercier Laetitia, pour la poésie de sa personne et les heures d'échanges dans notre jardin Donnevillois.

Il y a ensuite les amis qui m'ont accompagné malgré la distance et l'éloignement. Je pense bien sûr à ce titre à ce groupe d'amis de toujours, né au bord d'un lac Rennais il y a maintenant plus d'une décennie. Je crois avoir toujours été un peu l'Assurancetourix de cette tribu. Tout à fait au cœur, mais toujours en dehors, en partie par les voyages qui me faisaient quitter la Bretagne pour des ailleurs souvent lointains. Et malgré ces éloignements nombreux, j'ai toujours été accueilli à mon retour comme si mon bateau avait levé l'ancre la veille. Lorsqu'on vogue vers des rivages incertains, la certitude d'un ponton fidèle est une pensée joyeuse qui fait tenir la barre et suivre son cap. Dead, Max, Lara, Sabine, Sauneuf, Priscille, Eva, Chloé, Tiphaine, Pitchy, Cécile, Lyre, Emilie, Ben, Arnaud, Florence, Florent, Jean, il serait un peu long

de les remercier tous individuellement mais je tiens à souligner ceux qui m'ont le plus accompagné pendant ces trois années de thèse. Rik pour sa présence gémaloise quotidienne et son amitié infaillible, à Vinc' et Séverine pour ces weekends creusois que j'aime tant, à Alex et Clarisse pour ces moments partagés dans leur vibrante vie, à Simon et Aniéla et leur accueil chaleureux lors de mes passages express à Rennes, à Hadrien pour nos échanges et discussions toujours passionnants et cette intensité intellectuelle qui nous enrichit tous deux malgré nos divergences de fond tant idéologiques que de nature. Je voudrais enfin remercier tendrement Lucie pour son affection, ses réflexions nomades et son énergie épistolaire contagieuse qui m'ont fait tant de bien dans les moments les plus rugueux des dernières pentes de l'ascension doctorale.

Je voudrais ensuite remercier des amitiés Rennaises qui me sont très importantes. Il y a à ce titre l'affection d'Emilie, d'Eleonora et de Maxime qui me tiennent particulièrement à cœur. Emilie, pour son amitié exceptionnelle, et le sentiment remarquable et très rare de me sentir sur la même longueur d'onde. Eleonora ensuite, pour tous ces beaux moments quotidiens vécus, les dessins, les rires, les scénettes de légumes sataniques, etc. Enfin Maxime pour tous nos échanges et discussions et pour m'avoir fait découvrir ce monde de la musique Bretonne que je connaissais si peu. Bien que pas vraiment Rennais, mais Breton ça certainement, je voudrais aussi remercier Marco pour son amitié si originale à mes yeux. Toulousain au début de ma thèse, ce serait mentir que de dire que son retour en Bretagne ne m'aura pas rendu un peu triste en voyant s'éloigner une des amitiés à laquelle je tenais le plus. Mais je savais aussi que l'appel de la Bretagne est, dans le fond de cet homme, plus fort que tout et qu'il se flétrit trop longtemps loin d'elle.

Le tableau ne serait pas complet sans les amis hérités de ces années d'école d'ingénieur. Apparemment, un type de rescapé majoritaire : les musiciens des « instrus qui traînent ». Une pensée à Roro, Claire, Vinc', Jean-Camille et Isa pour ce lien musical et ses souvenirs qui continuent à nous accompagner dans nos projets de vie respectifs. Une pensée également pour Isabelle et Rob qui continuent à voguer par les montagnes. J'aimerais également remercier toutes ces amitiés « maritimes » que la distance sépare et ne semble pas éroder. Je pense ici en particulier à Chiraz, Miyako, Eike, Reto et Yuu.

Après ce tour d'horizon qui n'a pas manqué d'en oublier plus d'un j'en suis sûr je peux dire ceci. Si je suis bien sur l'ultime coupable de cette thèse, et si demain on vient me voir pour me condamner à son sujet, je saurai tenir ma langue et prendre sur moi l'entière responsabilité, même si, vous en conviendrez maintenant, vous avez tous significativement conspiré à l'exercice de ce forfait.

“Ever tried. Ever failed. No matter. Try Again. Fail again. Fail better.”

Samuel Beckett

Table des matières

Introduction	11
Chapitre 1 – Problématique et contexte de la thèse	14
1. L'écologisation de l'agriculture et la réduction des pesticides par la Gestion Paysagère des Ravageurs (GPR)	14
1.1 Les enjeux sociaux	14
1.2 Enjeux scientifiques : des résultats prometteurs en écologie du paysage, des incertitudes sur leur opérationnalisation dans les systèmes agricoles.....	19
2. Vers l'innovation de la gestion paysagère des ravageurs (GPR) : coordination et dépendances .	23
2.1 L'essor à partir des États-Unis des approches territoriales coordonnées.....	23
2.2 Connecter GTR et écologie du paysage : une synergie vers l'innovation potentielle de la Gestion Paysagère des Ravageurs (GPR).....	25
2.3 Les défis sociologiques de la coordination dans la perspective d'une Gestion Paysagère des Ravageurs (GPR)	25
2.4 Dépendances entre acteurs vis-à-vis des ennemis naturels et du paysage	27
2.5 Elinor Ostrom et la gestion institutionnelle des interdépendances autour d'une ressource naturelle commune.	30
3. L'étude des représentations pour explorer les dépendances entre acteurs dans la GPR	34
3.1 Les représentations individuelles à l'origine des actions individuelles et collectives.....	34
3.2 Représentations individuelles et subjectivité.....	35
3.3 Représentations et incertitude.....	38
4. Objectifs et structure de la thèse	40
4.1 Objectif et cadre conceptuel	40
4.2 Structure de la thèse	43
5. Références.....	45
Chapitre 2 – Méthodologie et cadre d'étude	53
1. Cadre méthodologique : une recherche-action exploratoire par des cycles de modélisations participatives des représentations et des incertitudes associées.....	53
1.1 La modélisation d'accompagnement : le choix d'une démarche participative adaptative et itérative	53
1.2 Présentation des outils mobilisés pour l'exploration des représentations individuelles	55
2. La zone d'étude	67
2.1 Identification d'une zone favorable pour la recherche-action.....	67
2.2 Présentation de la zone d'étude	69
2.3 Acteurs impliqués dans la thèse.....	71
3. Références.....	73
Chapitre 3 – Le paysage et la biodiversité comme ressources agroécologiques	76
1. Introduction.....	77

2. Method: comprehensive interviews and mental models	80
3. Results	82
3.1 Natural enemies as resources	82
3.2. Landscape as a resource in pest management?.....	87
4. Discussion	90
5. Conclusion	93
6. References.....	93
Chapitre 4 – Modélisation Bayésienne participative pour éclairer les ambiguïtés entre acteurs sur l’effet du paysage.....	98
1. Introduction.....	99
2. Method.....	100
2.1 Case study background.....	100
2.2 Modelling approach	101
3. Results	113
4. Discussion.....	115
4.1 Ambiguity in landscape effect	115
4.2 Modelling alternatives to ambiguity exploration.....	116
4.3 Stakes and time constraint in participatory BN modelling.....	116
5. Conclusion	117
6. References.....	118
Chapitre 5 – Exploration participative de la gestion des habitats au niveau local et du paysage en vue du service écosystémique de régulation des ravageurs	122
1. Introduction.....	123
2. Method.....	127
2.1 Case study background and participants	127
2.2 Modelling approach	128
2.3 Scenario exploration.....	130
3. Results	133
3.1 Scenario 1 : Aphelinus mali’s presence in apple orchards is certain.....	133
3.2 Scenario 2: Generalists predators’ activity is certain	134
3.3 Scenario 3 : Landscape with high proportion of semi-natural habitats	135
3.4 Scenario 4: Spontaneous vegetation in the inter-rows of orchards’	136
3.5 Scenario 5: Systemic change of all agricultural practices favorable to natural enemies.....	137
4. Discussion – How to boost biological control according to stakeholders’ perspectives?.....	139
4.1 Aphelinus mali: A significant biological control ecosystem service provider according to stakeholders but with few agricultural practices for enhancement.....	139
4.2 Habitat management: More biological control ecosystem service potential at the local than at the landscape scale according to stakeholders.....	140
5. Conclusion	142

6. References.....	143
Chapitre 6 – Modélisation participative agile en contexte de fortes incertitudes sur la dynamique de population de la et sa gestion paysagère	148
1. Introduction.....	149
2. Méthode.....	153
2.1 Eléments de contexte.....	153
2.2 Choix d’une approche de modélisation.....	154
2.3 Choix des outils de modélisations	155
3. Résultats	156
3.1 Description du modèle	156
3.2 Modèle final.....	160
3.3 Feedback final du partenaire suite aux premières simulations	163
3.4 Bilan de la modélisation	164
4. Discussion	167
4.1 Quelles perspectives pour le contrôle de <i>Drosophila suzukii</i> ? Vers un objet chevelu.....	167
4.2 Modélisation agile : un outil rapide pour explorer des espaces d’innovations potentiels ...	169
5. Conclusion	171
6. Références.....	172
Chapitre 7 – Discussion générale.....	176
1. Synthèse des résultats.....	176
2. L’utilisation de la modélisation participative vers la conception innovante d’agroécosystèmes.....	179
2.1 Démarche d’innovation et modélisation d’accompagnement : à la recherche d’une arène d’action.....	179
2.2 Système d’innovation et recherche participative : un espace d’innovation limité en agriculture ?.....	180
2.3 Au-delà de l’étude des représentations : vers la pérennité des arènes d’actions entre acteurs locaux et scientifiques.....	182
3. Gestion Paysagère des Ravageurs : quelles perspectives pour cette innovation ?	183
3.1 Un besoin d’études scientifiques agroécologiques cherchant à connecter explicitement paysage complexe, ennemis naturels et bénéfiques aux agriculteurs	183
3.2 La GPR sans ennemis naturels.....	185
3.3 Le paysage comme vitrine agroécologique commune ?	186
3.4 Le rôle déterminant des politiques publiques.....	187
3.5 Vers l’évaluation des services écosystémiques du paysage à l’aide des réseaux bayésiens.....	188
4. Conclusion	192
5. Références.....	194
Annexes	198
Annexes du chapitre 5.....	198
Annexes du chapitre 6.....	199

Introduction

C'est une menace désormais bien connue que celle de l'atteinte des activités humaines sur la biodiversité. Son niveau de déclin actuel peut notamment s'illustrer par le débat animé par certains scientifiques à propos d'une nouvelle ère géologique, l'anthropocène, qui associerait l'âge d'*Homo sapiens sapiens industrialis* avec la sixième grande extinction d'espèces. La gravité d'une telle dégradation de la biosphère semble buter sur la possibilité d'établir un véritable développement durable capable d'enrayer ce déclin. En agriculture, la prise de conscience progressive des impacts de la seconde révolution agricole de l'ère moderne liée au développement de la moto-mécanisation et de la chimie (Mazoyer et Roudart 2002) a fait émerger petit à petit l'alternative agroécologique. D'abord discipline scientifique des années 30 aux années 60, l'agro-écologie s'est aussi présentée de plus en plus dans les années 80 comme un ensemble de pratiques agricoles, voir un mouvement politique de changement social plus ou moins radical présentant une alternative au modèle agricole dominant (Wezel et al. 2009). Un rapport de l'ONU de 2011 fait même état de la capacité de l'agroécologie à nourrir l'humanité tout en préservant la planète des risques globaux, comme celui du déclin de la biodiversité (De Schutter 2010). En France, c'est notamment sous l'impulsion du ministre de l'agriculture Stéphane Le Fol que l'agroécologie a été mise au rang d'honneur. Les objectifs politiques sont significatifs en matière d'usage de pesticides, le plan national Ecophyto projette une réduction de leur usage de 50% en 2025 par rapport à l'année de référence 2008. Limiter l'usage des pesticides ne peut toutefois pas se faire sans des alternatives viables capables de les remplacer. L'agroécologie nécessite des innovations, d'inventer de nouvelles pratiques de remplacement, éventuellement de repenser de manière systémique toute une exploitation (Hill & McRae 1995), voir même concevoir un agroécosystème à l'échelle territoriale (Berthet 2013, Moraine 2015).

Parmi les innovations potentielles à l'échelle territoriale qui pourraient se présenter comme une alternative aux pesticides, la mise en place d'un paysage complexe est vue comme particulièrement prometteuse (Landis 2000). En effet, un paysage agricole composé de nombreux habitats favorables à la biodiversité dite utile stimule les régulations biologiques des ravageurs de cultures provenant des ennemis naturels (Bianchi et al. 2006, Veres et al. 2013) et pourrait remplacer en partie l'utilisation de pesticides. Une innovation agroécologique potentielle consisterait donc à gérer des ravageurs à grande échelle en façonnant un paysage favorable aux ennemis naturels. Dans cette thèse nous appelons cette innovation potentielle la Gestion Paysagère des Ravageurs (GPR). S'il existe des fondements scientifiques en écologie du paysage pour fonder ce type d'innovation, sa mise en application concrète par des acteurs agricoles reste à peu près inconnue. Ce que l'on peut supposer toutefois est que cette innovation nécessite à priori pour s'opérer l'action coordonnée des différents acteurs qui façonnent ces paysages, notamment les agriculteurs, car l'échelle du paysage et des processus écologiques associés dépassent celle des exploitations agricoles. Si les enjeux de la coordination ont parfois été étudiés, notamment dans des stratégies

collectives de traitements chimiques des ravageurs à l'échelle d'un territoire, les conditions de la coordination dans le cas précis de la GPR sont incertaines. En effet, nous ignorons si des acteurs portent ou pourraient porter un intérêt à une telle innovation potentielle. En particulier, nous ne savons pas si les acteurs se représentent le paysage ou les ennemis naturels comme potentiellement fournisseurs de services écosystémiques de régulation des ravageurs. Nous ne savons pas non plus si les acteurs se représentent ces bénéfiques éventuels comme conditionnés à d'autres acteurs et à leurs actions ou pratiques agricoles sur le paysage. Si ces acteurs se percevaient ainsi comme étant dépendants les uns des autres, cela pourrait engendrer un besoin de coordination

Notre objectif dans cette thèse a été de tenter d'appréhender ces inconnus en explorant les représentations d'acteurs potentiels d'une stratégie de GPR. Pour cela, nous nous sommes dotés du cadre théorique de l'analyse des systèmes socio-écologiques autour des biens communs de McGinnis et Ostrom (2014) car la stratégie de GPR implique à la fois des processus écologiques et des actions de gestion humaines, et nous avons supposé que le paysage et les ennemis naturels pouvaient potentiellement constituer des biens communs. Dans ce cadre d'analyse, la question des représentations que se font les acteurs du système socio-écologique est un élément important car celles-ci conditionnent les actions de gestion des acteurs vis-à-vis d'un potentiel bien commun. Ainsi, nous avons cherché à déterminer si les représentations d'acteurs pouvaient indiquer que les services écosystémiques tirés du paysage ou des ennemis naturels pouvaient constituer des biens communs qui connecteraient différents acteurs via des liens de dépendances entre eux. Un des défis importants tient aux nombreuses incertitudes qui sont souvent présentes dans les systèmes socio-écologiques, et donc également au sujet de la GPR. En effet, il y a tout d'abord des incertitudes sur la variabilité naturelle des phénomènes écologiques liés au paysage. Les résultats en écologie du paysage montrent une forte variabilité de l'effet sur le contrôle biologique d'un paysage composé de beaucoup d'habitats semi-naturels (Bianchi et al. 2006, Veres et al. 2013). Les incertitudes apparaissent également élevées sur le lien entre les processus écologiques et les services écosystémiques que les agriculteurs peuvent obtenir d'un paysage favorable à la régulation biologique (Tscharntke et al. 2005, Griffiths et al. 2008). S'ajoutant aux incertitudes sur les processus écologiques et sociaux, il existe également des incertitudes du fait que des acteurs différents peuvent avoir des représentations différentes sur ces mêmes processus (Brugnach et al. 2011). Pour Duru et al. (2015) ce sont ces incertitudes qui expliquent notamment le manque de réalisations pratiques en agroécologie. Ces auteurs défendent l'idée que des approches participatives et situées permettent d'explorer des approches innovantes en mêlant dans des modèles connaissances locales et scientifiques. C'est pourquoi dans cette thèse nous avons adopté une démarche de modélisation participative dans laquelle nous avons cherché à explorer avec des acteurs locaux et scientifiques les verrous et leviers de la GPR en modélisant le système socio-écologique des participants sur la base de leurs représentations. Privilégiant une approche de modélisation participative itérative nous avons été amené à explorer plusieurs questionnements et types de modélisations. Ce chemin forme la trame de la recherche présentée dans cette thèse.

Dans le chapitre 1, nous présenterons les hypothèses associées à l'innovation potentielle de la GPR ainsi que les défis sociaux de coordination qui y sont attachés. Nous présenterons à ce sujet les enjeux autour de l'étude des représentations des acteurs potentiellement impliqués dans une GPR.

Ensuite, dans le chapitre 2, nous présenterons les outils méthodologiques qui ont été mobilisés pour modéliser un système socio-écologique à partir des représentations d'acteurs afin de tenter d'éclairer les conditions d'une GPR. Ce chapitre introduit également le terrain d'enquête où se sont situées les différentes modélisations.

Dans le chapitre 3, nous présenterons les résultats d'entretiens individuels avec des agriculteurs, des conseillers agricoles et des propriétaires agricoles du terrain d'enquête. A travers ces interviews nous avons exploré si ces acteurs se représentaient le paysage et les ennemis naturels comme des biens communs, et s'ils se représentaient comme étant dépendants d'autres acteurs pour la gestion des ravageurs de culture.

Dans le chapitre 4 et 5, nous mobilisons une démarche de modélisation Bayésienne participative afin d'explorer en détail les représentations d'acteurs locaux et scientifique sur l'obtention de services écosystémiques par la régulation biologique des ravageurs. Dans le chapitre 4, nous nous sommes en particulier attachés à comparer les différentes représentations d'acteurs, afin d'évaluer les éventuelles ambiguïtés au sujet de la capacité du paysage à fournir un service écosystémique de régulation. Dans le chapitre 5, nous explorons comment chaque individu participant à la modélisation se représente l'effet de pratiques innovantes impliquant la conservation d'habitats favorables aux ennemis naturels sur la régulation biologique des ravageurs. En faisant cela, nous avons pu comparer l'effet du paysage à d'autres pratiques potentiellement favorables à la régulation biologique tels que se les représentent différents acteurs.

Dans le chapitre 6, nous décrivons la façon dont nous avons établi un modèle multi-agents sur la base des représentations d'un partenaire technique sur la possibilité d'une GPR pour lutter contre l'insecte invasif *Drosophila suzukii*. Ce chapitre présente la démarche de modélisation participative, et discute en particulier sa capacité à intégrer de fortes incertitudes liés aux phénomènes écologiques et sociaux impliqués.

Enfin, dans le chapitre 7, nous ferons d'abord la synthèse des résultats de cette thèse. Ensuite, nous tirerons quelques leçons sur l'utilisation de la modélisation pour l'exploration des conditions de faisabilité d'une innovation agroécologique. Enfin, nous présenterons des perspectives de recherches qu'ouvre cette thèse vis-à-vis de la GPR.

Chapitre 1

Contexte et problématique de thèse

Ce premier chapitre présente les objectifs et la structure de la thèse. Dans une première partie nous exposerons le contexte social et scientifique aboutissant à l'idée d'une innovation par Gestion Paysagère des Ravageurs (GPR). Nous détaillerons ensuite l'enjeu spécifique de l'étude des représentations des acteurs potentiellement impliqués dans cette innovation. Enfin, nous détaillerons les objectifs et la structure de la thèse.

1. L'écologisation de l'agriculture et la réduction des pesticides par la Gestion Paysagère des Ravageurs (GPR)

1.1 Les enjeux sociaux

a) Le modèle agricole de l'après-guerre face aux contraintes écologiques

Le XX^{ème} siècle a connu des bouleversements dans ses modes de production dont l'ampleur et la rapidité ont été sans précédent. La seconde révolution agricole de l'ère moderne s'est notamment appuyée sur le développement de la moto-mécanisation et la chimisation (Mazoyer et Roudart 2002) et a modifié radicalement les modes de productions agricoles vers des systèmes plus productifs et plus spécialisés. L'utilisation des produits chimiques a notamment permis de maintenir le niveau des pertes liées aux ravageurs à un niveau stable tout en augmentant la productivité agricole (Oerke 2005). L'efficacité de la chimisation du point de vue de la production s'est accompagnée progressivement d'une prise de conscience des externalités négatives qu'elle a générée. Le célèbre ouvrage de Rachel Carson, « Silent spring », publié en 1962, marque notamment un tournant dans la prise de conscience des dommages significatifs sur les écosystèmes liés à l'utilisation inconsidérée des pesticides en agriculture. Elle pointe en particulier à cette occasion l'utilisation du DDT¹ et ses effets négatifs sur les écosystèmes ainsi que ses possibles effets toxiques et cancérigènes sur l'Homme. La prise de conscience des impacts sur l'environnement des pratiques agricoles issus de cette seconde révolution agricole s'est petit à petit renforcée tout au long de la seconde moitié du XX^{ème} siècle. L'impact de l'agriculture sur l'Homme et les écosystèmes est aujourd'hui un problème perçu à l'échelle mondiale. Les impacts négatifs de ces pesticides sur la santé humaine et sur la biodiversité sont aujourd'hui bien renseignés (Weisenburger 1993, Geiger et al. 2010). Face au constat du déclin de la biodiversité, il est notamment recommandé de réduire au maximum l'utilisation des produits chimiques (MacLaughlin et Mineau 1995) mais les besoins alimentaires liés à la croissance de la population et à l'amélioration globale du

¹ DDT : DichloroDiphénylTrichloroéthane. Composé chimique de synthèse aux propriétés insecticide et acaricide.

niveau de vie fait pourtant apparaître une tendance à l'accroissement mondial de l'utilisation des pesticides (Oerke 2005). La double contrainte productive et environnementale pose donc une équation difficile qui, si on doit chercher à les prendre toutes deux en considération, aboutit à la double nécessité en apparence antinomique : produire plus tout en réduisant l'utilisation des pesticides.

b) Réduire l'utilisation des pesticides de synthèse en agriculture : un objectif entre initiatives sociales et politiques publiques

Dès les années 60, des stratégies sont apparues afin de réduire explicitement l'usage des pesticides et c'est à partir des années 70, en particulier aux États-Unis, que la lutte intégrée (*integrated pest management*) a été instituée (Kogan 1998). En effet, le soutien institutionnel et financier du gouvernement fédéral des États-Unis à la lutte intégrée a été déclenché sur le triple constat d'une augmentation très significative de l'utilisation du DDT sur les cultures de coton de l'ouest Américain, de la découverte de résidus de pesticides dans des produits alimentaires au-delà des limites légales ainsi que des empoisonnements liés aux applications de pesticides sur les cultures de Tabac (*Ibid.*). Dans la suite des écrits de Rachel Carson qui démontraient les effets négatifs de l'utilisation des pesticides sur les écosystèmes, ce constat a généré un débat public retentissant aboutissant à la promotion institutionnelle de la lutte intégrée à l'échelle des États-Unis (*Ibid.*). Devenue aujourd'hui le paradigme majeur dans la protection des cultures (Parsa 2014), la lutte intégrée se base en particulier sur l'emploi des pesticides de manière non systématique et conditionné à des seuils d'intervention (Dent 1995). C'est notamment par des indicateurs liés à des observations au champ des populations de ravageurs, de leurs ennemis naturels et/ou des niveaux de dégâts que ces seuils d'interventions peuvent, une fois dépassés, déclencher l'utilisation d'un traitement chimique curatif. On parle parfois pour ce type d'approche du traitement chimique de « lutte raisonnée », par opposition à une utilisation assurantielle suivant un calendrier de traitement appliqué sans considération de la situation au champ. La lutte intégrée comprend toutefois un ensemble plus large de pratiques que le raisonnement des traitements chimiques et comprend également tous les moyens biotechnologiques, génétiques, culturels, physiques et chimiques afin de maintenir le niveau d'une population de ravageurs en compatibilité avec un objectif de résultat jugé économiquement acceptable (*Ibid.*). La lutte intégrée comprend, pour citer quelques exemples, le choix de variétés de plantes résistantes à des insectes ou des maladies, l'utilisation de phéromones pour perturber la reproduction de certains insectes ravageurs ou encore la rotation des cultures.

La lutte intégrée connaît un développement croissant jusqu'à aujourd'hui et un soutien par des politiques publiques de plus en plus volontaristes dans ce domaine. En 1993, l'administration Clinton soumet l'« IPM initiative » qui vise à mettre en place la lutte intégrée sur 75% des surfaces agricoles des États-Unis en l'an 2000 (Kogan 1998). En Europe, le développement de la lutte intégrée se fait notamment via des Mesures Agro-Environnementales (MAE) de la Politique Agricole Commune (PAC) de 2007-2013 qui

subventionnent, en fonction du pays et de la production, l'application des principes de la lutte intégrée. Ces initiatives participent du mouvement politico-administratif général de « l'écologisation » de la PAC à partir de 1997 (Deverre et De Sainte Marie 2008), parfois appelé également « verdissement » de la PAC. Le conseil Européen établit en 2009 une directive (Directive 2009/128/EC) qui vise explicitement à convertir chaque Etat membre à la lutte intégrée en fonction d'un plan d'action national proposé par chaque Etat. L'objectif est explicitement que chaque pays favorise la lutte intégrée afin de réduire l'utilisation de pesticides et ainsi de limiter les dommages sur la santé humaine et l'environnement (*Ibid.*). En France, le plan d'action national sera réalisé dans la continuité des recommandations issues des groupes de travail réalisés lors du Grenelle de l'Environnement de 2007 qui avaient proposé « de réduire de 50% si possible » l'utilisation des pesticides (sans précision de date ni de point de référence à cette réduction). Le cadre du plan d'action national élaboré en France, en cohérence avec la directive Européenne, est appelé Écophyto et son objectif est de réduire l'utilisation des pesticides de 50% pour 2018. Que ce soit pour les États-Unis ou la France, les bilans de telles politiques sont décevants. Ehler et Bottrell (2000) font le constat qu'aux États-Unis, sept ans après « l'IPM initiative » de l'administration Clinton, les pratiques agricoles ont en réalité bien peu changé. Lucas (2007) mentionne des résultats situés entre 4 et 8% des surfaces appliquant les méthodes de la lutte intégrée, bien loin de l'objectif des 75% fixé à l'origine. De même, en France, le rapport d'évaluation à mi-parcours du plan Écophyto fait un constat d'échec vis-à-vis de la perspective de réduction des pesticides de 50% d'ici 2018 (Potier 2014). La tendance mesurée est encore à l'augmentation des pesticides utilisés. Le plan Écophyto 2 reprend donc le même objectif de réduction de 50% mais à horizon 2025.

En France, le programme Écophyto s'inscrit dans le cadre plus général d'une stratégie gouvernementale en faveur de l'agroécologie. L'agroécologie est en soi un terme ambigu qui recouvre des réalités sociales variées entre un mouvement social, un ensemble de pratiques agricoles d'inspiration écologique et une science (Wezel et al. 2009). Par exemple, en France, à l'agroécologie militante portée par l'agriculteur-écrivain Pierre Rhabi fait face une agroécologie institutionnalisée par les pouvoirs publics et qui prend sa source dans des fondements scientifiques, notamment à partir des travaux d'Altieri (Altieri et al. 1983). La légitimité institutionnelle de ce terme tiens également à une reconnaissance de l'agroécologie à l'échelle internationale via Olivier de Schutter, rapporteur spécial des Nations Unis de 2008 à 2014 sur le droit à l'alimentation, qui a défendu l'agroécologie comme le modèle d'agriculture capable de répondre aux défis humains et environnementaux du XXI^{ème} siècle (De Schutter 2010). Le champ de l'agroécologie reste cependant assez incertain puisque des compréhensions diverses existent à son sujet, en particulier sur l'intensité des modifications agroécologiques à apporter aux systèmes agricoles et alimentaires. Horlings et Marsden (2011) distinguent notamment une version « weak » de l'agroécologie qui consisterait à des ajustements de pratiques à la marge, en regard d'une agroécologie « strong » qui impliquerait des modifications plus radicales des systèmes agricoles et alimentaires. Pour Altieri et Nicholls (2004), la lutte intégrée n'est pas une approche agroécologique puisqu'elle consiste majoritairement à raisonner les traitements chimiques sans réaliser de changement

systémique dans les modes de productions en allant bien au-delà de la seule question de la gestion des ravageurs. En ce sens, la lutte intégrée est donc à priori plutôt attachée à une version « weak » de l'agroécologie.

En parallèle de ces développements de l'agroécologie et de la lutte intégrée, il convient de noter le développement de l'agriculture biologique. Elle s'est développée plus radicalement en opposition au modèle dominant issu de la seconde révolution agricole. Heckman (2005) relate notamment qu'à l'issue des travaux pionniers de l'agriculture biologique par Sir Albert Howard dans la première moitié du XX^{ème} siècle a succédé une phase de polarisation intense des années 40 jusqu'au début des années 80 où s'opposaient partisans d'une approche systémique et écologique de l'agriculture et partisans du modèle agricole issu de la seconde révolution agricole. Comme pour le développement de la lutte intégrée, la prise de conscience des effets négatifs des produits chimiques, liée au travail de Rachel Carson, a fait émerger une période de reconnaissance de l'agriculture biologique, avec notamment la publication par l'Etat fédéral américain en 1980 du *Report & recommandation on Organic farming (Ibid.)*. A la différence de la lutte intégrée, l'agriculture biologique doit notamment sa reconnaissance et son essor au soutien très fort du grand public qui a longtemps porté seul cette démarche (*Ibid.*). L'agriculture biologique s'est aujourd'hui institutionnalisée vers des formes standardisées et certifiées de productions agricoles garanties par des cahiers des charges publics dont un dénominateur commun important réside dans la non utilisation de produits chimiques de synthèse. L'agriculture biologique est une approche en pleine croissance à la fois en termes de surfaces agricoles et de consommation. Toutefois, les surfaces en agriculture biologique à l'échelle du monde représentent aujourd'hui seulement 1.5% des terres cultivables (IFOAM 2014) ce qui représente donc encore aujourd'hui une niche agricole².

c) La montée en puissance d'une approche de gestion des écosystèmes via la notion de services écosystémiques

La notion de service écosystémique est apparue à la fin du XX^{ème} siècle et était à la base une métaphore économique de la nature comme un stock de capital naturel capable de fournir une quantité limitée de services aux humains (Norgaard 2010). Elle est donc initialement un questionnement sur la durabilité des activités humaines vis-à-vis des limites physiques des écosystèmes. Cette métaphore avait également comme objectif initial de favoriser le dialogue entre deux univers éloignés, le discours économique et le discours écologique sur les menaces qui pèsent sur les écosystèmes (*Ibid.*). C'est notamment par la publication du Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2005) que la notion est devenue un cadre théorique quasi incontournable pour les scientifiques et les politiques (Barnaud et al. 2011). Définis comme les bienfaits obtenus par les humains du fonctionnement des écosystèmes, les services écosystémiques ont été classés en quatre catégories : services dits de production, de soutien, de régulation et culturels (MEA 2005). Dans ce cadre théorique par exemple, la capacité des écosystèmes à réguler des ravageurs nuisibles aux cultures agricoles des humains par l'activité

² En 2015, en France, on compte 4% des surfaces cultivées en agriculture biologique

de leurs prédateurs naturels est un service écosystémique de régulation. A ce cadre théorique sur les bénéfices obtenus du fonctionnement des écosystèmes s'est ajoutée la notion de disservices qui, par antinomie, décrit tous les phénomènes négatifs vis-à-vis du bien-être humain provenant des écosystèmes (Zhang et al. 2007). Le fait que les écosystèmes peuvent satisfaire les besoins d'insectes dommageables pour les cultures agricoles est ainsi considéré comme un disservice écosystémique. Pimentel et al. (2005) ont par exemple évalué à 120 milliards de dollars le coût de ce disservice pour les États-Unis pour les seules espèces invasives. La coexistence et la connexion de plusieurs types de services provenant d'un même écosystème a fait émerger également la notion de compromis (*trade-off*) lorsqu'un service écosystémique est réduit par l'augmentation de l'utilisation d'un autre (Rodriguez et al. 2006). Sur cette base, l'idée est donc de favoriser au maximum ces services écosystémiques tout en limitant les compromis et les disservices. En agriculture, favoriser le développement et la gestion de la biodiversité agricole permettrait de générer des services écosystémiques capables de remplacer des pratiques d'origine humaines (Duru et al. 2015), comme remplacer l'utilisation des pesticides par le contrôle biologique des ravageurs. Contrairement à la lutte intégrée ou l'agriculture biologique, l'approche par les services écosystémiques ne vise pas explicitement la réduction des pesticides et du contrôle biologique des ravageurs. En effet, la notion de service écosystémique aborde le problème des alternatives aux pesticides non pas par les sciences de l'agriculture comme c'est le cas pour la lutte intégrée, l'agroécologie ou l'agriculture biologique, mais par une analyse du fonctionnement des écosystèmes en lien avec la durabilité des activités humaines comme l'agriculture. Par ailleurs, parce que la notion de service écosystémique provient de la rencontre entre écologie et économie, son utilisation mobilise souvent les catégories de l'économie. C'est-à-dire qu'on peut en théorie identifier des offres et des demandes de services écosystémiques (Burkhard et al. 2012). L'approche permet par ailleurs d'imaginer des comptabilités basées sur des évaluations monétaires des services écosystémiques au niveau des États³ ou encore des systèmes de rémunérations pour services écosystémiques rendus (appelés Paiements pour Services Écosystémiques) (Sanchez-Azofeifa et al. 2007). La notion, construite sur celle de biodiversité et des menaces qui pèsent sur elle, est notamment critiquée du fait de son entrée dans le champ de la marchandisation de la nature et du raisonnement utilitariste (Maris 2012). L'approche par service, avec la mise en valeur des bénéfices qui peuvent être obtenus des écosystèmes, permet de penser l'intéressement d'acteurs sociaux dans la conservation des écosystèmes qui soutiennent ces bénéfices. En effet, l'approche par service peut éventuellement intéresser des agriculteurs si les services de régulation des ravageurs de cultures permettent de réduire l'utilisation des pesticides (Garbach et al. 2014).

³ On peut citer pour la France le projet EFES (Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques) sous la tutelle du Ministère de l'Environnement.

1.2 Enjeux scientifiques : des résultats prometteurs en écologie du paysage, des incertitudes sur leur opérationnalisation dans les systèmes agricoles

L'écologie du paysage est la science qui étudie les interactions entre les processus écologiques et leurs patrons spatiaux, c'est-à-dire, les causes et les conséquences de l'hétérogénéité du paysage à travers toute une gamme d'échelles (Turner 2003). Parmi les causes de l'hétérogénéité des paysages, les processus sociaux jouent un rôle particulièrement important dans cette thèse car nous nous intéressons à des paysages fortement anthropisés, notamment par les activités agricoles. Il convient de noter que le terme « d'écologie du paysage » est ambiguë et ne forme pas un champ de recherche unifié en fonction de l'importance donnée à une définition purement naturaliste du paysage ou de l'intégration des processus sociaux dans une définition dès lors interdisciplinaire (Kirchhoff et al. 2013). Dans cette thèse, nous prenons le parti de considérer l'écologie du paysage comme une discipline scientifique interdisciplinaire regroupant l'écologie et les sciences humaines (Naveh et Lieberman 2013). Le paysage est de ce fait un objet pluriel qui va recouvrir pour nous dans cette thèse trois appréciations. La première, en cohérence avec la définition donnée par Turner (2003) ci-dessus, considère les patrons spatiaux qui constituent le paysage. Nous détaillerons à ce titre dans la section suivante ceux qui nous intéressent tout particulièrement et qui sont liés à la composition des paysages agricoles et leurs interactions avec la régulation biologique des ravageurs (Bianchi et al. 2006, Veres et al. 2013). Deuxièmement, et bien que selon la définition donnée par Turner (2003) l'écologie du paysage ne suppose pas à priori une échelle spatiale en particulier, nous comprenons également le concept de « paysage » comme une échelle ou un niveau d'organisation, ce qui est un usage courant dans la littérature scientifique en écologie du paysage (Chouquer 1999, Bianchi et al. 2006, Sarthou et al. 2014). Concrètement dans cette thèse, nous considérerons cette échelle comme celle qui comprend plusieurs exploitations agricoles (Cong et al. 2014). Enfin, le paysage sera également considéré du point de vue des sciences humaines comme « un territoire perçu par les humains qui résulte de la combinaison de facteurs naturels et/ou humains » (Convention Européenne des paysages 2000). Nous rapprochons à ce titre la notion de « paysage » d'une approche de géographie sociale qui met en avant le rôle des perceptions et des représentations des acteurs au cœur des leurs actions sur le paysage (Di Méo 2008). Ce rôle des perceptions et des représentations des acteurs vis-à-vis du paysage sera détaillé dans la section 3 de ce chapitre. Pour tenter un résumé du paysage tel qu'abordé dans cette thèse, nous pouvons dire que nous le considérons à la fois comme *patron*, comme *échelle* et comme *perçu*.

a) *Hétérogénéité de composition du paysage et régulation biologique des ravageurs.*

Le concept d'hétérogénéité est fondamental en écologie du paysage. L'hétérogénéité du paysage peut notamment se comprendre sous deux facettes, sa composition et sa

configuration (Fahrig et al. 2011). La composition fait référence à la proportion des différents types d'occupation du sol dans un paysage alors que la configuration fait référence à la disposition de ces différentes occupations du sol dans un paysage. Fahrig et al. (2011) proposent le schéma suivant (figure 1) pour bien comprendre la différence fondamentale entre ces deux types d'hétérogénéité spatiale.

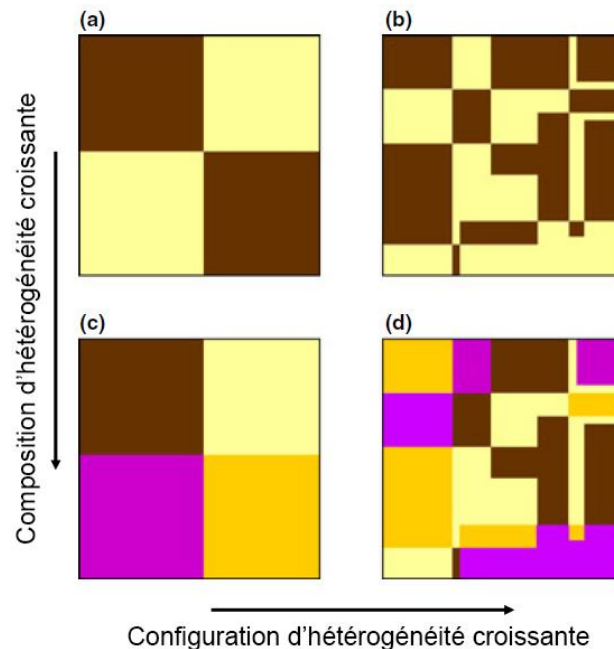


Figure 1: Distinction entre les deux axes de l'hétérogénéité spatiale : la composition et configuration spatiale. Chaque grand carré est un paysage et chaque couleur représente un type d'occupation du sol. D'après Farhig et al. 2011.

Une question fondamentale posée par Farhig et al. (2011) est de savoir dans quelle mesure l'hétérogénéité spatiale est favorable à la biodiversité. Les résultats à ce sujet sont très variables. Landis et al. (2000) mentionnent des effets contrastés entre des cas où les hétérogénéités de configuration et de composition croissantes sont associées à des niveaux de biodiversité accrus et des cas contraires où la configuration est défavorable aux déplacements des ennemis naturels. Selon Landis et al. (2000), ces études ne permettent pas de répondre à la question de la forme et de la distribution des habitats favorisant les ennemis naturels. Bianchi et al. (2006) ont compilé 28 études en écologie du paysage et ont montré que des compositions du paysage plus élevées en éléments semi-naturels (bois, zones herbacées et bordures de parcelles) étaient favorables aux ennemis naturels. Dans 45 % des cas un paysage plus complexe⁴ est même relié à une moindre pression des ravageurs. Des résultats plus récents, compilant 72 études, sont arrivés à des conclusions similaires, à savoir qu'une composition élevée en éléments semi-naturels était corrélée à une moindre pression des ravageurs et à une présence accrue des populations d'ennemis naturels (Veres et al. 2013). D'autres auteurs ont également démontré le lien entre la simplicité des paysages, liés

⁴ Pour Bianchi et al (2006) la complexité du paysage se réfère à une forte hétérogénéité de composition du paysage en éléments semi-naturels.

à l'intensification de l'agriculture, et un contrôle des ravageurs réduit (Rusch et al. 2016). Dans le Midwest américain, la présence de parcelles plus grandes (effet de configuration) et moins d'éléments semi-naturels (effet de composition) sont corrélés à un plus grand usage de pesticides chez les agriculteurs (Meehan et al. 2011). Ainsi, des paysages complexes à forte proportion d'éléments semi-naturels seraient favorables à la régulation biologique des ravageurs. Au-delà de la composition en éléments semi-naturels, l'influence de la proportion de certains modes de cultures a également été explorée par certains auteurs. Ainsi, une faible composition en cultures arboricoles conventionnelles dans le paysage est corrélée avec un parasitisme plus élevé sur le Carpocapse (*Cydia pomonella*)⁵ (Maalouly et al. 2013). Des effets de régulation biologique contraires ont toutefois été mesurés lorsque la plus forte proportion de vergers en conventionnel est associée avec un taux de prédation plus élevé par les araignées prédatrices (Monteiro et al. 2013). L'étude des proportions entre cultures biologiques et conventionnelles montre des effets non linéaires avec des proportions intermédiaires de cultures biologiques qui peuvent augmenter la pression des ravageurs (Bianchi et al. 2013). Par ailleurs, Puech et al. (2015) ont démontré que l'abondance et la richesse spécifique des ennemis naturels sont affectées par les pratiques à l'échelle de la parcelle mais pas par les pratiques (en quantité ou dans leur organisation spatiale) dans le paysage environnant. Tous ces résultats montrent que les proportions des différentes pratiques agricoles dans le paysage ont des effets sur la régulation biologique variables et incertains.

b) Agir sur la composition des paysages pour favoriser la régulation biologique

Comme précédemment indiqué, une hétérogénéité de composition plus grande dans un paysage favorise souvent les ennemis naturels des ravageurs, réduisant ainsi la pression de ces derniers. Se pose alors la question de l'opérationnalisation de ces résultats en agriculture afin de fournir un service écosystémique fiable aux agriculteurs confrontés aux pressions des ravageurs (Thies et Tscharntke 1999, Landis et al. 2000, Tscharntke 2005).

Une première difficulté importante tient à la forte variabilité des effets mesurés. Quand Bianchi et al. (2006) identifient qu'une plus forte proportion d'éléments semi-naturels favorise les ennemis naturels dans 74% des cas et améliore le contrôle biologique dans 45% des cas, c'est aussi dire que dans 55% des cas cette plus forte proportion d'éléments semi-naturels n'est reliée à aucun effet positif sur le contrôle biologique. Des proportions semblables de cas positifs ont été obtenues par Veres et al (2013). Selon les écologues du paysage eux-mêmes, ces résultats ne sont pas suffisants pour pouvoir formuler des recommandations fonctionnelles (Tscharntke et al. 2005). Récemment, Tscharntke et al. (2016) ont retourné l'interrogation sur les conditions paysagères favorables à la régulation biologique en

⁵ Le carpocapse est notamment un ravageur majeur des cultures de pommiers

s'interrogeant plutôt sur les raisons potentielles qui expliqueraient dans quels cas un paysage à forte proportion d'éléments semi-naturels ne provoquerait aucun résultat favorable.

Une seconde difficulté vient des décalages (*mismatches*) entre les échelles spatiales et temporelles (Cumming et al. 2006). Les processus écologiques liés à l'activité des ennemis naturels peuvent opérer à des échelles spatiales différentes. Par exemple, Sarthou et al (2014) ont montré que le processus d'hivernation des ennemis naturels est surtout influencé par des variables locales plutôt que paysagères. Chaplin-Kramer et al. (2011) montrent que si les ennemis naturels répondent tous positivement à la complexité du paysage, les prédateurs généralistes répondent à cette complexité à toutes les échelles spatiales, alors que les ennemis naturels spécialisés répondent uniquement aux plus petites échelles spatiales. Par ailleurs, si comme on a pu le voir précédemment, de nombreux résultats confirment le rôle régulièrement positif de la proportion en éléments semi-naturels sur le contrôle des ravageurs, Alignier et al. (2014) montrent que ces effets dépendent fortement de l'échelle spatiale et de la temporalité considérée vis-à-vis des ennemis naturels considérés. Une des difficultés est donc de trouver des principes généraux sur les liens entre composition du paysage et régulation des ravageurs tout en intégrant également l'hétérogénéité temporelle liée à la dynamique phénologique des éléments du paysage (Vasseur et al. 2013). Les travaux de Schellhorn et al. (2015a) soulignent à ce titre le besoin de mieux comprendre la continuité temporelle des ressources fournies aux ennemis naturels par les habitats. Un rôle important de ces habitats est qu'ils fournissent des ressources alimentaires essentielles comme du pollen ou du nectar aux ennemis naturels (Ramsden et al. 2015). Identifier des goulets d'étranglement dans la disponibilité de ces ressources fournies par les habitats pourrait favoriser la mise en place des habitats nécessaires pour soutenir le maintien des populations d'ennemis naturels et donc de leurs services écosystémiques associés (Schellhorn 2015a). En regard de cette continuité temporelle, la rupture d'habitats nécessaires dans des cycles de ravageurs a montré sa capacité à réduire notablement leur abondance et les risques agricoles associés (Lansing et Miller 2004). Si les potentialités d'action sur la composition du paysage en faveur de la régulation biologique sont prometteuses, les difficultés décrites montrent toutefois qu'il subsiste d'importantes incertitudes sur la variabilité des processus écologiques et les échelles spatiales et temporelles à considérer.

c) *Articuler biodiversité fonctionnelle et bénéfiques aux agriculteurs*

La littérature scientifique est limitée sur les bénéfices économiques au niveau des systèmes agricoles qui résultent du rôle positif de la composition des paysages sur le contrôle biologique (Thies et Tscharrntke et al. 1999, Östman et al. 2001, Letourneau et Bothwell 2008). Parmi les rares études reliant composition du paysage et service écosystémique, Östman et al. (2001) ont corrélé une composition plus élevée en bordures de champs et en cultures pérennes avec un faible établissement des pucerons ailés de l'espèce *Rhopalosiphum padi* sur des cultures d'Orge de printemps dans différents pays d'Europe. Le plus faible établissement de ce puceron

est positivement corrélé avec le nombre total de pucerons-jours⁶, indicateur prédictif du rendement en orge de printemps (Östman et al. 2003), montrant ainsi un lien de cause à effet entre la composition du paysage et les rendements en Orge de printemps. Les auteurs rappellent cependant que si une part du moindre établissement des pucerons *R. padi* revient à l'action de régulation biologique, la proportion qui lui en est imputable n'est pas connue, et donc que la mise en place de bordures et de cultures pérennes est susceptible d'apporter des gains sous forme de rendement tout en reconnaissant qu'un tel bénéfice doit prendre en compte les coûts associés à une telle stratégie (Östman et al. 2003). De manière générale, et au-delà de rares cas, Griffiths et al. (2008) ont mis en avant le fait que les bénéfiques en terme de régulation des ravageurs par la conservation des habitats étaient la plupart du temps surtout supposés plutôt que mesurés explicitement. Letourneau et Bothwell (2008) constatent également que les liens proclamés allant de la biodiversité aux services écosystémiques sont trop rarement avérés et ces auteurs mettent au défi les écologues de rendre la biodiversité fonctionnelle en agriculture.

2. Vers l'innovation de la gestion paysagère des ravageurs (GPR) : coordination et dépendances

2.1 L'essor à partir des États-Unis des approches territoriales coordonnées

Comme précédemment noté, la lutte intégrée a connu un développement important à la suite des débats qui ont émergé à propos de l'utilisation des pesticides en agriculture et de leurs effets négatifs sur l'environnement et la santé humaine. A partir des années 70 aux États-Unis, une approche de lutte intégrée basé sur le contrôle des ravageurs à l'échelle territoriale⁷ se développe (Elliott et al. 2008). Notamment dans des zones de monocultures, les agriculteurs sont confrontés à des problèmes communs de ravageurs et des approches de gestion des ravageurs couvrant un ensemble d'exploitations agricoles ont été explorées. Regev et al. (1976) ont théorisé l'intérêt de considérer les ravageurs comme une « propriété commune négative ». Les agriculteurs gagnent à coopérer pour raisonner et traiter de manière simultanée avec des traitements chimiques à l'échelle régionale. Sur le constat de l'apparition de résistance aux pesticides, Lazarus et Dixon (1984) ont élaboré également un modèle basé sur le ravageur de la Chrysomèle des racines du maïs (*Diabrotica virgifera*) comme propriété commune négative. La solution proposée réside dans ce cas dans la mise en place coordonnée à l'échelle régionale d'une rotation des cultures de maïs avec une culture de soja afin d'interrompre le cycle du ravageur sur le maïs. Si l'approche paraît bénéfique collectivement

⁶ L'indicateur agronomique « Puceron-jours » est la somme des différences de pucerons comptés entre deux dates divisés par 2 et multiplié par le temps qui sépare ces deux dates.

⁷ Nous utilisons ici la traduction de l'anglais « area-wide » en « territoire ». Dans ce sens nous utilisons la définition classique d'un territoire comme notion d'« espace » sans se référer à des notions politiques, économiques ou identitaires (Lévy et Lussault 2009).

dans les modèles, les auteurs s'interrogent sur la faisabilité d'une telle démarche vis-à-vis des coûts de transactions liés à l'organisation de cette coordination des pratiques agricoles entre de nombreux agriculteurs et qui ne sont pas intégrés dans le modèle.

A partir des années 90, aux États-unis, dans la continuité des travaux mentionnés ci-dessus, l'approche dite « AreaWide Pest Management », que nous traduisons par « Gestion Territoriale des Ravageurs » (GTR), recouvre une diversité d'approches de lutte dont le niveau d'organisation dépasse le cadre des exploitations individuelles. Il s'agit la plupart du temps de raisonner un ou des traitements chimiques sur une grande surface agricole plutôt que chaque agriculteur avec sa stratégie propre (Elliott et al. 2008). Ce type de gestion des ravageurs prend notamment un essor significatif dans le cadre des objectifs fédéraux de l'administration Clinton et de son « initiative IPM » visant à développer la lutte intégrée sur 75% des surfaces des États-Unis. Comis (1997) fait état d'un projet fédéral de recherche publique en partenariat avec des agriculteurs du Midwest afin de réaliser des essais de traitements coordonnés afin d'asperger par avion de l'insecticide (Carbaryl) mélangé à de l'appât que le ravageur ingère de concert. L'objectif pour ce projet est de réduire de moitié l'utilisation des insecticides sur 5 ans. Ayer (1997) mentionne la possibilité souvent peu envisagée de mise en place de ce type d'approche non pas sous initiative de l'Etat mais directement à l'initiative des organisations d'agriculteurs. Cet auteur décrit l'action d'un groupe de cultivateurs de coton de l'Arizona qui, dès la fin des années 60, en s'associant avec des entomologistes de l'université de cet État, a mis en place un programme de gestion territoriale du Ver rose du cotonnier (*Pectinophora gossypiella*) en raisonnant les traitements sur la base de l'établissement d'un seuil d'intervention et d'observations aux champs (*Ibid.*). Pour ce faire, les agriculteurs ont recruté une équipe qui prend en charge ces observations et raisonne les traitements vis-à-vis de ce seuil, mais aussi en fonction de l'activité des pollinisateurs. Cette démarche locale est apparemment un succès qui voit « les rendements augmenter, l'utilisation des pesticides se réduire et les populations d'abeilles se rétablir » (Ayer 1997:2). Le mode d'action en GTR a continué à être expérimenté dans différents types de cultures et avec différentes techniques. Calkins et Faust (2008) mentionnent notamment les succès notables d'une action coordonnée en arboriculture qui consiste à mettre en place la confusion sexuelle⁸ du carpocapse (*Cydia pomonella*) dans des vergers de pommiers. Cette technique nécessite en effet qu'une surface minimale de parcelles contiguës soit confusées pour être efficace et requiert donc souvent la coordination des agriculteurs voisins. La technique de la confusion sexuelle s'est largement diffusée dans des cultures variées, par exemple chez des viticulteurs Suisses vis à vis du problème du Ver de la grappe (Charmillot et Pasquiers (2007).

⁸ La confusion sexuelle consiste dans l'émission de phéromones sexuelles spécifiques à un ravageur qui perturbent la reproduction de l'insecte visé soit en leurrant les individus vers le point d'émission plutôt que vers les femelles, ou alors en saturant l'espace aérien de phéromones et en rendant impossible la localisation des femelles pour les mâles.

2.2 Connecter GTR et écologie du paysage : une synergie vers l'innovation potentielle de la Gestion Paysagère des Ravageurs (GPR)

Comme on a pu le voir précédemment, l'approche de la GTR s'inscrit dans la logique de la lutte intégrée. Elle comprend tout un ensemble de techniques (confusion sexuelle, traitements chimiques raisonnés, rotation culturales, etc.) et se base également, autant que faire se peut, sur le rôle des ennemis naturels pour maintenir les populations de ravageurs en deçà du seuil économique d'intervention et éviter certains traitements chimiques. Elliott et al. (2008) avancent que l'approche par GTR pourrait largement bénéficier de l'intégration des concepts et des approches de l'écologie du paysage. En effet, l'écologie du paysage, en disposant de cadres d'analyse sur les patrons spatiaux et temporels des ravageurs ou de leurs ennemis naturels, permettent potentiellement d'acquérir des informations précises pour élaborer des stratégies de GTR plus efficaces (*Ibid.*). En intégrant l'hétérogénéité de la mosaïque paysagère, il serait possible d'identifier les zones de plus grandes connectivités susceptibles de favoriser le déplacement des ravageurs (*Ibid.*). De même, en intégrant l'hétérogénéité temporelle du paysage, il est possible de mieux connaître les espaces nécessaires et parcourus au cours d'un cycle de développement d'un ravageur (Armstrong et al. 1991 cités dans Elliott et al. 2008). Nous appellerons l'approche qui consiste à connecter la GTR avec l'écologie du paysage : la Gestion Paysagère des Ravageurs (GPR). La GPR propose donc un nouveau regard sur les approches de gestions territorialisées des ravageurs via la gestion de l'hétérogénéité de composition du paysage. Une telle GPR est également proposée par Schellhorn et al (2015b) qui proposent une gestion délibérée des habitats en connectant la lutte intégrée en GTR et l'écologie des paysages afin de fournir des services écosystémiques de régulation biologique au niveau des exploitations agricoles.

2.3 Les défis sociologiques de la coordination dans la perspective d'une Gestion Paysagère des Ravageurs (GPR)

Les cas avérés de GPR étant très rares (Sigwalt et al. 2012), les informations sont très peu disponibles pour connaître comment pourrait s'organiser une telle innovation au niveau des acteurs concernés. La gestion du service écosystémique de contrôle des ravageurs a un potentiel important de gestion collective (Stallman 2011) et des agriculteurs américains interrogés sur leur volonté de travailler collectivement pour la régulation des ravageurs montrent qu'ils sont très largement disposés à le faire puisque 91% d'entre eux envisagent positivement une telle possibilité (Stallman et James 2015). L'expérience accumulée lors de mises en place de GTR permet toutefois d'approcher les défis d'organisations que poseent une approche collective et territoriale de la gestion des ravageurs. Globalement, deux éléments essentiels qui gouvernent la possibilité d'une action collective dans ce domaine ressortent de la littérature scientifique : les caractéristiques de l'objet de gestion et l'agencement des intérêts des acteurs impliqués.

Dans les cas de GTR, l'objet de gestion est toujours décrit comme un problème de bien commun. Ce problème est commun du fait de la propriété de certains ravageurs : leur mobilité. Parce que de nombreux insectes sont mobiles, ils créent des liens de dépendances entre acteurs. C'est par exemple le cas lorsque des ravageurs localisés dans une exploitation agricole se déplacent et provoquent des dommages dans des parcelles voisines (Ravnborg et al. 2000). Ainsi, même si un agriculteur contrôle un ravageur sur son exploitation, il n'est pas protégé pour autant des dommages car il dépend également des ravageurs présents dans les exploitations de son environnement. On parle dans ce cas de phénomène de débordement ou « spillover » (Tscharntke et al. 2005, Sutherland et al. 2012) (Voir Figure 2).

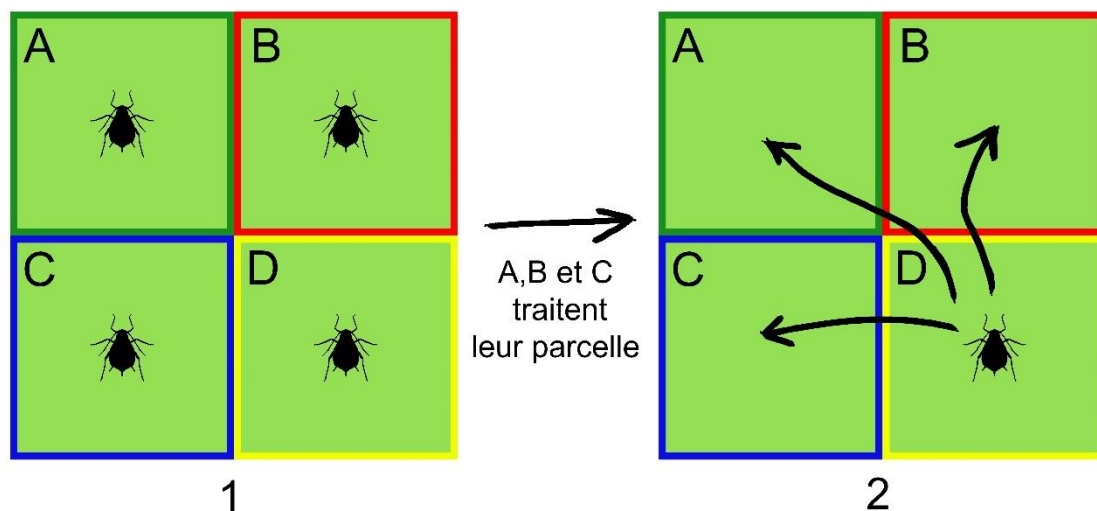


Figure 2 : Dans la situation 1, quatre agriculteurs (A,B,C et D) sont confrontés à un même ravageur sur leur parcelle (identifiée par une couleur différente). Dans la situation 2, seuls A,B et C ont traité leur parcelle. La parcelle de l'agriculteur D est source de ravageurs pour les parcelles A,B et C par effet de « spillover » lié à la mobilité du ravageur.

Les sources de ravageurs peuvent provenir également de zones non agricoles comme des zones urbaines où des parcelles non cultivées qui peuvent servir de refuges (Stonehouse et al. 2007). Sans cette aptitude des insectes au déplacement, à la migration et à la colonisation, et sans les dépendances qu'elles génèrent entre voisins, il semble qu'il y ait peu d'intérêt à initier une démarche de GTR.

Dans la littérature sur la théorie de la coordination, ce sont en effet les dépendances entre acteurs qui sont au cœur des enjeux. Malone & Crowston (1994:90) définissent la coordination « comme la gestion des dépendances entre des activités ». C'est également le point de départ mentionné par Opdam et al. (2016 :108) qui affirment également que sans interdépendances il n'y a aucun besoin d'agir à plusieurs pour résoudre un problème et qu'ainsi les acteurs doivent percevoir qu'il y a « des intérêts communs à résoudre un problème partagé ». Une fois qu'un problème de ravageurs commun est identifié, la littérature sur la GTR fait classiquement référence à la littérature sur l'action collective pour explorer les conditions de faisabilité de

cette approche coordonnée de gestion d'un ravageur commun (Ayer 1997, Ravnborg et al. 2000). Le problème principal réside alors souvent dans le risque du passager clandestin (ou « free rider ») (Olson 1965), à savoir que si une action collective est nécessaire pour obtenir un bénéfice (comme contrôler un ravageur) il y a le risque qu'une partie des acteurs décident de ne pas contribuer à cette action alors qu'ils en bénéficieront quand même (voir Figure 3).

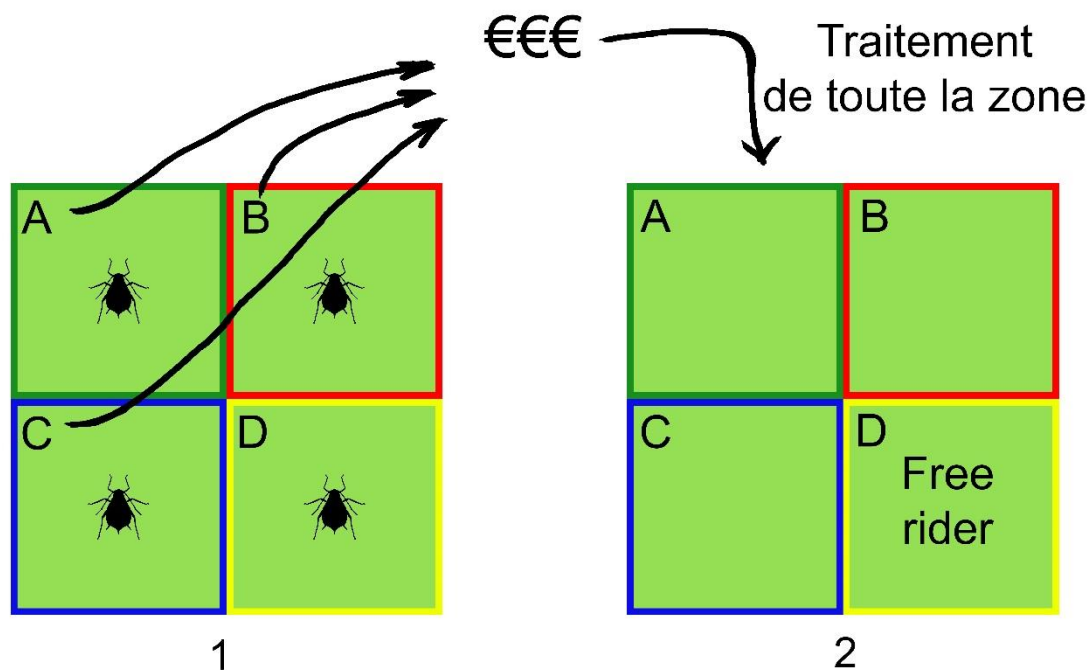


Figure 3 : Dans la situation 1, quatre agriculteurs (A,B,C et D) sont confrontés à un même ravageur sur leur parcelle (identifiée par une couleur différente) et A,B et C payent le coût d'une action collective qui consiste en un traitement du ravageur sur tout le territoire. Dans la situation 2, l'agriculteur D qui bénéficie d'une parcelle exempte de ravageur sans en avoir payé le coût est considéré comme passager clandestin ou « free rider » de cette action collective.

Cette non contribution du « free rider » est problématique parce qu'elle peut décourager les acteurs d'entreprendre l'action collective considérée. C'est notamment les résultats liés à la théorie des jeux et à la situation du dilemme du prisonnier qui montrent que même si des acteurs gagnent potentiellement plus à coopérer, le risque qu'un acteur fasse défaut peut amener les autres acteurs à cesser durablement de coopérer (Axelrod 1984). La problématique principale réside donc dans l'organisation des intérêts individuels pour qu'ils soient compatibles avec une situation optimale (appelé équilibre de Pareto) plutôt que dans l'établissement d'un équilibre sous-optimal basé sur l'optimisation des stratégies individuelles (équilibre de Nash). Appliqué à la gestion des ressources naturelles, ce problème a été appelé « la tragédie des communs » puisque ces équilibres sous-optimaux sont censés aboutir à la surexploitation des ressources par les utilisateurs (Hardin 1968).

2.4 Dépendances entre acteurs vis-à-vis des ennemis naturels et du paysage

La coordination dans les cas de GTR est liée avant toute chose à l'existence de dépendances perçues par des acteurs. Quelles pourraient être la nature des dépendances dans le cas de la GPR ? Comme nous l'avons noté dans le paragraphe 1.2.a, des résultats en écologie du paysage ont montré que des paysages dont la composition comprend une forte proportion d'éléments semi-naturels sont souvent susceptibles de favoriser les populations d'ennemis naturels et d'effectuer un contrôle des ravageurs. Ainsi, pour assurer un contrôle biologique des ravageurs, on peut envisager de remplacer un investissement collectif dans un traitement chimique (figure 2), par un investissement dans des éléments semi-naturels (Figure 4).

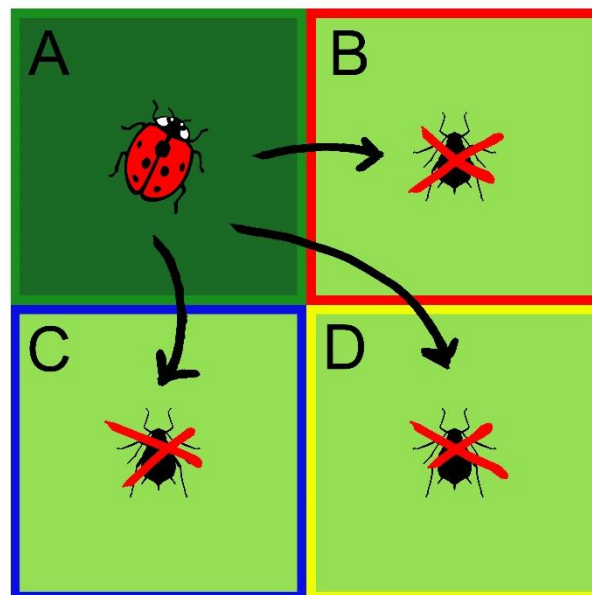


Figure 4 : Par rapport à la figure précédente, l'agriculteur A a désormais sa parcelle avec une occupation du sol du type habitat semi-naturel (vert foncé). Cet habitat semi-naturel est potentiellement source d'ennemis-naturels (Symbole coccinelle) qui en se déplaçant viennent réguler les ravageurs présents chez ses voisins B, C et D. Dans ce cas de figure il y a dépendance de B, C et D vis-à-vis de A relativement au service écosystémique de régulation biologique par conservation des ennemis naturels.

Dans la figure 4, on retrouve potentiellement le risque de passer clandestin ou « free rider » puisque ce sont les voisins de l'agriculteur A qui bénéficient du service écosystémique de régulation des ravageurs alors qu'il est celui qui a investi dans la mise en place d'éléments semi-naturels.

Par ailleurs, les travaux de Bianchi et al. (2006) suggèrent que c'est la proportion d'éléments semi-naturels dans un paysage qui est favorable au contrôle des ravageurs. En particulier, la régulation biologique n'est pas seulement due à la présence d'un unique élément semi-naturel comme sur la figure 3 mais à l'état de la composition d'un paysage en éléments semi-naturels (voir Figure 5). Ainsi, pour que la composition du paysage en éléments semi-naturels fournisse un service écosystémique de régulation biologique il est donc probablement nécessaire que la proportion en éléments semi-naturels du paysage atteigne un certain seuil en deçà duquel aucun service ne sera fourni.

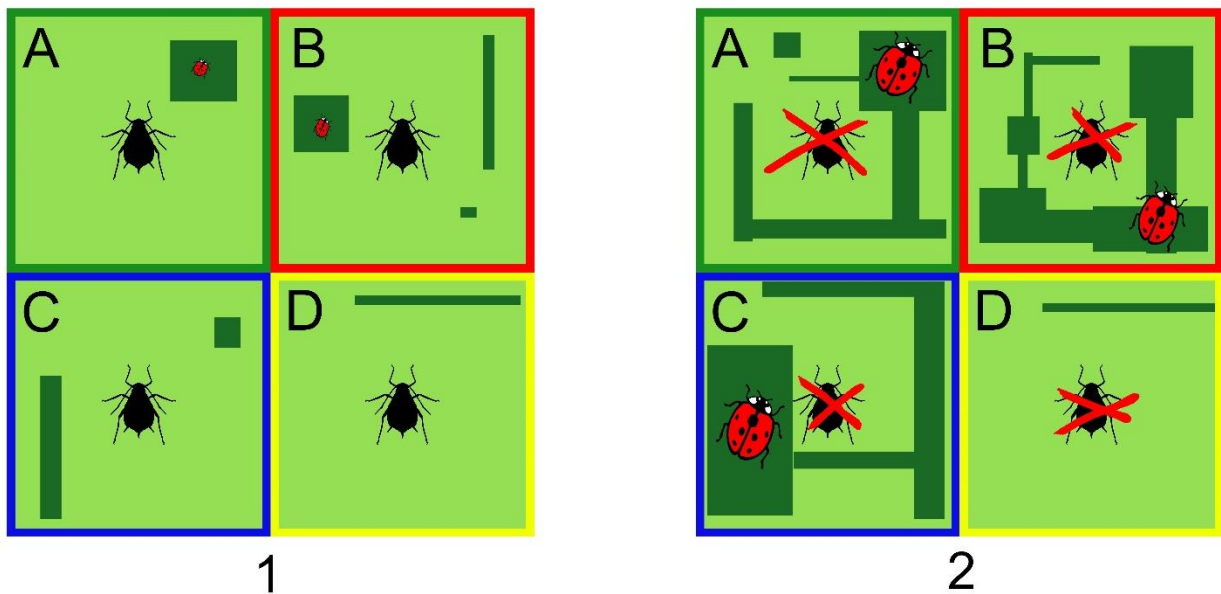


Figure 5 : Dans la situation 1, la proportion totale d'éléments semi-naturels (en vert foncé) dans le paysage est insuffisante pour favoriser un contrôle biologique car les populations d'ennemis naturels sont trop limitées. Dans la situation 2, la proportion d'éléments semi-naturels du paysage étant plus élevée, les populations d'ennemis naturels sont plus importantes et exercent un contrôle biologique sur les ravageurs. Dans ce cas de figure il y a interdépendance car les acteurs doivent contribuer à installer des éléments semi-naturels pour bénéficier collectivement du service de régulation des ravageurs. L'agriculteur D qui ne contribue pas à augmenter la proportion d'éléments semi-naturels a la position de « passager clandestin » puisqu'il bénéficie de la régulation des ravageurs sans y contribuer.

Les exemples des figures 3 et 4 permettent de visualiser une distinction importante entre dépendance et interdépendance. Nous définirons la dépendance comme une relation unilatérale entre deux individus où le bénéfice de l'un est conditionné par les actions de l'autre. L'interdépendance suppose une double dépendance, c'est-à-dire que le bénéfice propre à chacun est conditionné aux actions de l'autre. Ainsi, dans la figure 3, l'agriculteur B est dépendant de l'agriculteur A pour bénéficier de la régulation biologique des ravageurs présents dans sa parcelle. Dans la figure 4, A et B sont interdépendants parce que chacun a besoin de l'investissement de l'autre dans des éléments semi-naturels pour bénéficier de la régulation biologique des ravageurs. De manière générale, nous avons supposé que les dépendances dans la GPR avaient à minima la structure d'interaction décrite dans la figure 6, c'est-à-dire qu'il existe un lien entre un acteur (agricole ou non) agissant sur le paysage qui en réaction a un effet sur les ennemis naturels de ravageurs, favorisant ainsi un bénéfice à un agriculteur.



Figure 6 : Interactions décrivant une relation de dépendance dans le cas de la GPR. Ici c'est l'agriculteur qui serait dépendant de l'acteur agissant sur le paysage pour bénéficier de la régulation biologique.

Dans le cas de l'interdépendance, la structure des interactions est représentée sur la figure 7. Dans ce cas de figure, les deux agriculteurs A et B sont interdépendants parce qu'ils agissent

tous les deux sur le paysage afin d'obtenir un bénéfice lié à la régulation des ravageurs sur leurs cultures agricoles.

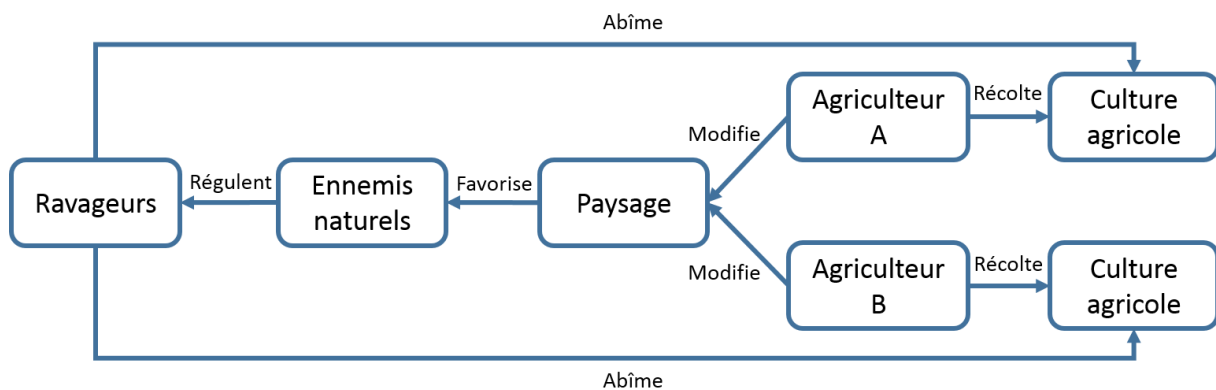


Figure 7 : Interactions décrivant une relation d'interdépendance entre deux agriculteurs (A & B) dans le cas de la Gestion Paysagère des Ravageurs (GPR). Ici les deux agriculteurs sont interdépendants parce qu'ils agissent tous les deux sur le paysage dont ils dépendent pour obtenir un bénéfice de régulation sur leur culture agricole.

Ces situations de dépendance et d'interdépendance présentées en figure 5 et 6 sont des archétypes et peuvent se retrouver dans une même situation. La figure 8 représente un exemple de situation plus complexe où situations de dépendances et d'interdépendances coexistent.

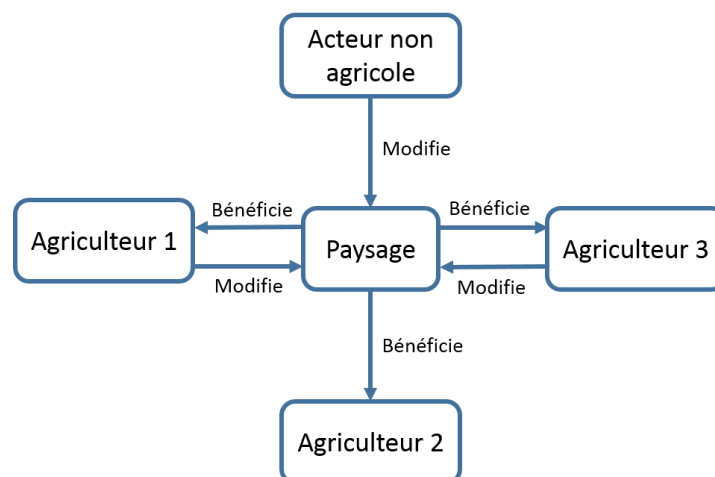


Figure 8 : Interactions décrivant des relations de dépendances et d'interdépendances entre acteurs agissant sur un paysage duquel peut être tiré un bénéfice agricole. Les agriculteurs 1 et 3 sont interdépendants. L'agriculteur 2 est dépendant des agriculteurs 1 et 3 et de l'acteur non agricole pour leurs actions sur le paysage dont il bénéficie.

2.5 Elinor Ostrom et la gestion institutionnelle des interdépendances autour d'une ressource naturelle commune.

Une des caractéristiques des situations de GTR, et comme à priori de GPR, c'est l'existence d'un bien commun qui relie différents acteurs d'un territoire via, à minima, des relations de dépendances entre eux. Le bien commun, dans le cas de de la GPR, est inconnu parce que nous explorons une innovation potentielle mais nous savons qu'il s'agirait d'éléments naturels (un paysage ou des éléments de ce paysage, des ravageurs et des ennemis naturels). Dans la

gestion des ressources naturelles de type bien commun, Elinor Ostrom a développé une analyse détaillée des mécanismes institutionnels et des conditions qui permettent leur gestion durable (Ostrom 1990, Ostrom et al. 1994, Ostrom 2009). Au fur et à mesure des années et des études sur la gestion des biens communs, les conditions connues à l'établissement de telles institutions ont été détaillées et complétées (Agrawal 2001, Cole et McGinnis 2015). La démonstration de la possibilité de gestion durable des biens communs par l'établissement d'institutions par les utilisateurs mêmes remettait en cause l'analyse classique faite quelques décennies plus tôt par Hardin (1968) qui voulait que des utilisateurs confrontés à une ressource naturelle de type bien commun étaient voués à la « tragédie des communs » en la surexploitant à moins d'une intervention extérieure de l'Etat ou la mise en place d'un marché pour s'en prémunir (Ostrom 1990).

Pour Ostrom, les situations de bien commun se caractérisent par deux notions attachées à la ressource naturelle en jeu : la rivalité et la non-exclusion (Ostrom 1990). La rivalité d'une ressource tient au fait que son appropriation par un utilisateur empêche l'appropriation par un autre utilisateur potentiel. Par exemple, si un pêcheur attrape dans ses filets un banc de poissons, cette ressource n'est plus disponible pour les autres pêcheurs. La non-exclusion décrit une situation où les utilisateurs d'une ressource ne peuvent pas exclure un potentiel utilisateur d'y avoir accès. Pour prendre un exemple dans le même secteur, les ressources en poissons dans les eaux internationales sont en théorie accessibles sans restriction contrairement aux zones économiques exclusives de chaque pays. De ces deux caractéristiques, Elinor Ostrom en déduit quatre types de biens (figure 9).

		Rivalité	
		Faible	Elevée
Exclusion	Difficile	Biens publics	Biens communs
	Facile	Biens clubs	Biens privés

Figure 9 : Classification des différents types de biens en fonction de la rivalité ou de l'exclusion (Adapté d'Ostrom 1990)).

Ostrom a établi un cadre d'analyse de ces systèmes socio-écologiques de gestion des biens communs (Ostrom 2009). Ce cadre, amélioré en 2014 (McGinnis et Ostrom), est utile parce qu'il représente les principaux sous-systèmes d'une situation de gestion d'un bien commun (voir figure 10) dans lequel peut être analysé et décrit en théorie tout type de situation de gestion des ressources naturelles (*Ibid.*). Ce cadre d'analyse permet de représenter trois ensembles principaux.

1. Le sous-système écologique (en vert), composé du Système de Ressources (SR) et des Unités de Ressources (UR) et qui sont reliés avec les processus écologiques. Dans notre cas il s'agit principalement des dynamiques d'insectes en relation avec l'hétérogénéité d'un paysage agricole.

2. Le sous-système social (en bleu), composé des Acteurs (A) et des systèmes de gouvernances (SG), qui comprend les acteurs impliqués ainsi que les systèmes de gouvernances qui peuvent agir sur les conditions d'action de ces acteurs.
3. Enfin le dernier élément central est l'arène d'action et caractérise l'espace où sous-système social et sous-système écologique se rencontrent. Dans notre cas il pourrait s'agir, par exemple, de membres d'une coopérative qui décident de planter des haies comme Sigwalt et al (2012) l'ont décrit.

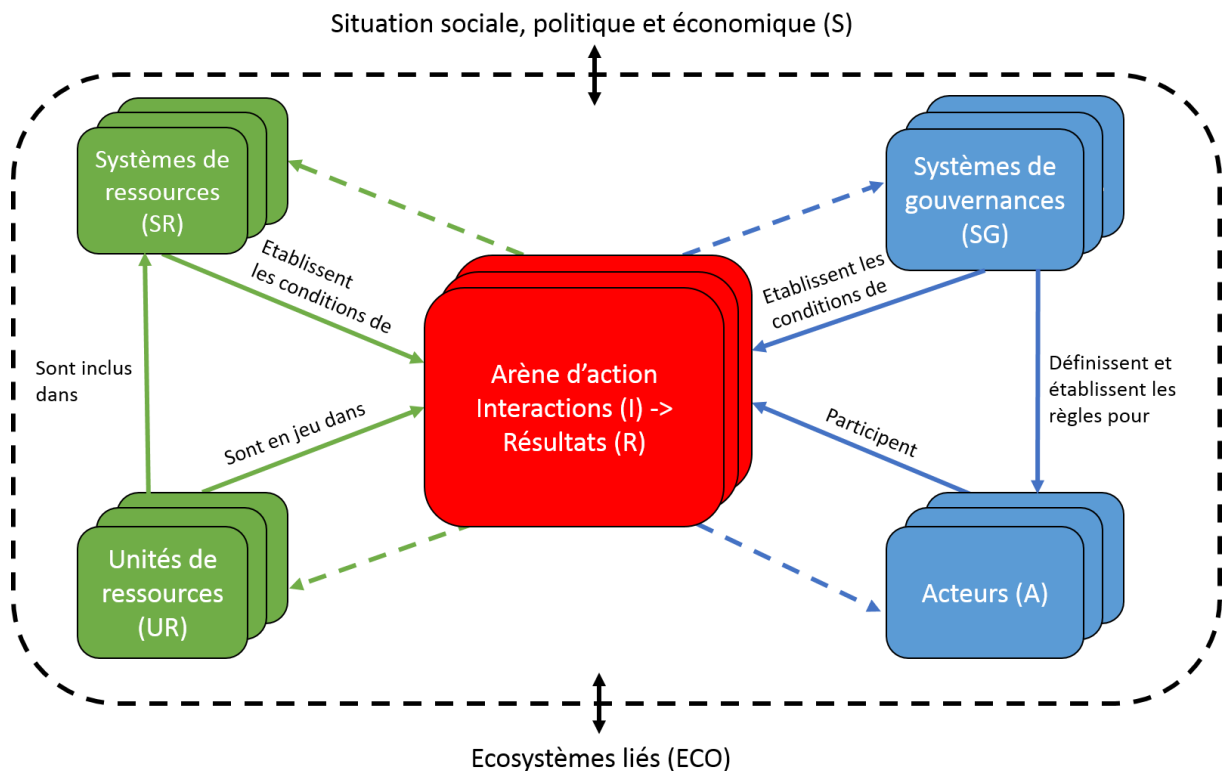


Figure 10 : Cadre théorique de l'analyse des systèmes socio-écologiques en relation avec la gestion des ressources naturelles (Adapté de McGinnis et Ostrom 2014).

Ce cadre théorique a été élaboré pour les situations existantes et ne peut pas être directement mobilisé dans notre cas où nous nous intéressons à une situation *potentiellement* existante. En effet, nous ne cherchons pas à analyser une situation réelle de gestion des ressources naturelles, mais à comprendre les conditions dans lesquelles pourrait émerger une innovation. Dans le domaine de l'innovation dans la conception d'un agroécosystème, comme la GPR dans le cas qui nous concerne, ce cadre ne peut pas être directement appliqué car les acteurs potentiellement impliqués ne sont pas connus et les ressources en jeu ne sont pas clairement définies (Berthet et al. 2013). C'est pourquoi, vis à vis de la GPR, il est essentiel de chercher à déterminer si le paysage et les ennemis naturels sont ou non des ressources et pour quels acteurs. A ce titre, le cadre de McGinnis et Ostrom permet de mesurer l'importance de cette question. En effet, parmi les variables attachées aux acteurs (A), McGinnis et Ostrom (2014) détaillent notamment deux variables « A7 : la connaissance des modèles mentaux et du SES » ainsi que « A8 : Importance de la ressource en terme de dépendance » (McGinnis et Ostrom

2014). La variable A8 est déterminante car l'existence de dépendances entre acteurs vis-à-vis du paysage est une condition primordiale à la GPR qui se base sur la coordination entre acteurs. Pour cela, selon la variable A7, la connaissance des modèles mentaux des acteurs potentiels d'une GPR à ce sujet est déterminante. Ainsi, nous allons chercher à déterminer si, dans ces modèles mentaux, les acteurs se représentent le paysage et les ennemis naturels comme des ressources et si ces ressources dont ils bénéficieraient les relient par des relations de dépendances ou d'interdépendances.

3. L'étude des représentations pour explorer les dépendances entre acteurs dans la GPR

3.1 Les représentations individuelles à l'origine des actions individuelles et collectives

Nous avons noté précédemment le rôle prépondérant des dépendances entre acteurs vis-à-vis de la GPR. Il est en effet nécessaire que les acteurs soient conscients des interdépendances vis-à-vis d'un bénéfice commun lié à la résolution d'un problème commun (Leeuwis 2004, Opdam et al. 2016). C'est également ce que mettent en avant Barnaud et al. (2011) qui suggèrent que les acteurs fournisseurs et bénéficiaires de services écosystémiques sont reliés par des interdépendances multiples dont ils n'ont pas forcément conscience. Pour Boudon (1979), cette inconscience est un phénomène régulier dans les systèmes d'interactions avec interdépendances entre acteurs. En effet, les systèmes d'interdépendances sont particulièrement susceptibles de générer des phénomènes émergents non désirés par les acteurs individuels (*Ibid.*). Par exemple, dans la figure 5 image 2, la proportion des éléments semi-naturels permet de réguler les ravageurs présents dans le paysage. Dans cet exemple théorique, les éléments semi-naturels ont peut-être été installés par les agriculteurs pour d'autres raisons que le service écosystémique de régulation des ravageurs dont bénéficient les acteurs de ce paysage. Ce bénéfice peut donc être une propriété émergente des actions individuelles pourtant orientées vers d'autres objectifs.

La GPR, comme les cas connus de GTR, est pensée comme une innovation réalisée consciemment par les acteurs qui désireraient en bénéficier. Il est donc nécessaire que ces acteurs soient conscients des dépendances et/ou interdépendances qui les relient pour agir. A ce sujet, Ayer (1997) décrit comment les agriculteurs qui ont mis en place une approche de GTR dans l'Arizona l'ont effectuée parce qu'ils pensaient qu'agir ensemble réduirait les coûts en pesticides et augmenterait les rendements. Pour Sigwalt et al. (2012), qui ont référencé un des rares cas avéré de GPR, les viticulteurs de ce cas d'étude n'ont aucune certitude qu'agir collectivement sur le paysage va réduire l'utilisation des pesticides. Par contre, quand les viticulteurs de cette même AOC décident de planter des kilomètres de haies dans leur paysage, ils pensent que cette pratique collective leur apportera à court terme un bénéfice commercial commun sous forme d'une image innovante et respectueuse de l'environnement susceptible d'être favorable aux ventes de vin vis-à-vis d'une clientèle de plus en plus sensible aux questions de protection de l'environnement (*Ibid.*). Ces deux exemples montrent que les acteurs se représentent des bénéfices que peut leur apporter une approche collective à l'échelle territoriale ou paysagère. Ce type de représentation est donc suffisant pour agir et la démonstration effective de l'efficacité est obtenue soit dans un second temps (Ayer 1997), soit elle est secondaire et attendue hypothétiquement par les participants à moyen-terme (Sigwalt et al. 2012). Ainsi la démonstration effective d'une innovation n'est pas à priori

nécessaire, ce qui est suffisant est que les acteurs aient des représentations indiquant qu'un bénéfice commun peut être obtenu par une action commune nécessitant une coordination.

Les représentations des acteurs sont à la source de leurs actions (Röling et Wagemakers 2000). Pour Jones et al (2011), les représentations forment un modèle mental qui sert de cadre d'action pour les individus. Le rôle clef des représentations vis-à-vis des comportements individuels est une dimension classique de la psychologie cognitive qui les définit plus généralement comme des « constructions mentales effectuées à un moment donné et dans un certain contexte » (Gaonac'h et al. 2006 :17). Ainsi, il est nécessaire que certains acteurs aient à un moment donné des représentations de dépendances pour éventuellement vouloir participer à une GPR. En résultat de quoi, pour qu'une telle innovation potentielle ait lieu, il faut donc que deux types de représentations soient présents. Tout d'abord, il faut que certains acteurs se représentent des bénéfices, issus du paysage ou des effets de ce paysage sur des ennemis naturels, pouvant être obtenus en agissant sur celui-ci. Ensuite, il faut qu'une partie des acteurs se représente cette possibilité comme dépendante des autres acteurs. Sans le premier type de représentation, il n'y a pas de raison particulière d'agir, sans le deuxième, le bénéfice peut être obtenu individuellement. Dans cette thèse, nous avons donc exploré les représentations d'acteurs potentiels d'une GPR et tenter d'identifier et de qualifier des dépendances et des bénéfices susceptibles de favoriser sa mise en place.

3.2 Représentations individuelles et subjectivité

L'étude des comportements humains s'est longtemps basée sur la théorie dite « behavioriste ». Cette approche se basait sur l'idée qu'on pouvait analyser et comprendre les comportements des individus sur un modèle stimulus-réaction. Dans ce cadre, c'était donc l'étude des réactions aux stimuli extérieurs qui était essentielle pour déduire les règles des comportements individuels. L'essor de l'approche cognitive a largement battu en brèche cette vision pour démontrer l'existence de processus et d'entités mentales dans la compréhension des comportements individuels (Gaonac'h et al. 2006). En particulier, les individus se construisent des représentations mentales via leurs perceptions (Grenier et Dudzinska-Przesmitzki 2015) mais aussi à travers le raisonnement qui consiste pour un individu à construire une représentation nouvelle sur la base de représentations déjà existantes (Gaonac'h et al 2006). Ce modèle humain cognitive a notamment été à la base de la conceptualisation en intelligence artificielle (Ferber 1995) qui conçoit un individu comme à la fois en interaction avec son environnement et disposant d'un ensemble de représentations qu'il mobilise pour l'action (voir figure 11). Le terme « d'action » doit ici être compris dans son sens le plus général et même dans ces états les plus passifs et non délibérés. Ecouter le discours d'un autre agent est dans ce sens également une action. Par perceptions, nous entendons le processus par lequel de l'information sur l'environnement d'un individu est saisie par ses sens. Les perceptions sont à la base de la construction des représentations (Gaonac'h et al. 2006).

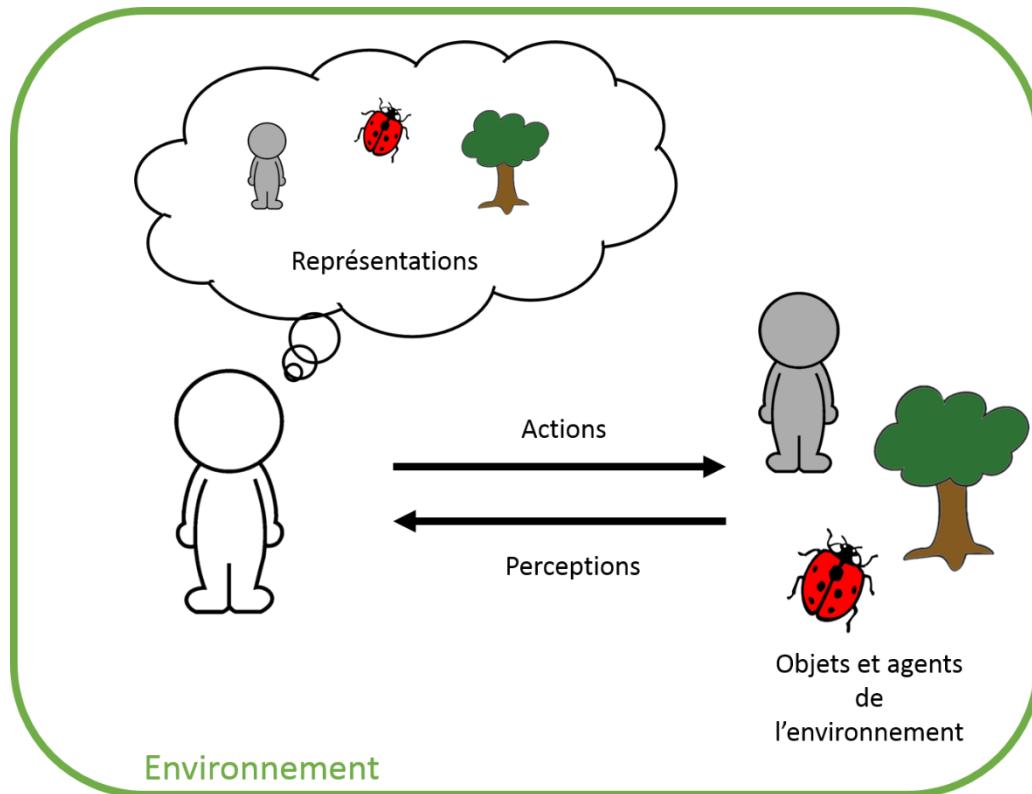


Figure 11 : Situation d'un individu en interaction avec son environnement et les autres agents et les représentations associées à cet environnement qui lui sert de cadre d'action avec cet environnement (d'après Ferber 1995).

Nous allons renforcer le modèle décrit dans la figure 11 pour ajouter des éléments importants pour ce travail de thèse. Contrairement à ce que pourrait laisser supposer ce premier modèle il n'y a pas forcément équivalence entre les objets et agents de l'environnement et leurs représentations. En effet, il existe des filtres mentaux entre les perceptions et les représentations (Broadbent 1958) qui peuvent altérer le lien d'identité entre perceptions et représentations (Figure 12). Par exemple, un premier filtre peut faire que, bien que perçu par un sens, un objet ou un agent de l'environnement n'est pas intégré sous forme de représentation. C'est par exemple le cas de la cécité d'inattention étudiée par Simons et Chabris (1999). C'est également le filtre descendant des représentations préexistantes au niveau d'un individu, qui peut modifier les perceptions. A ce titre, ce sont par exemple, les travaux classiques d'Allport et Postman (1947) sur les phénomènes de distorsions basés sur des préjugés raciaux.

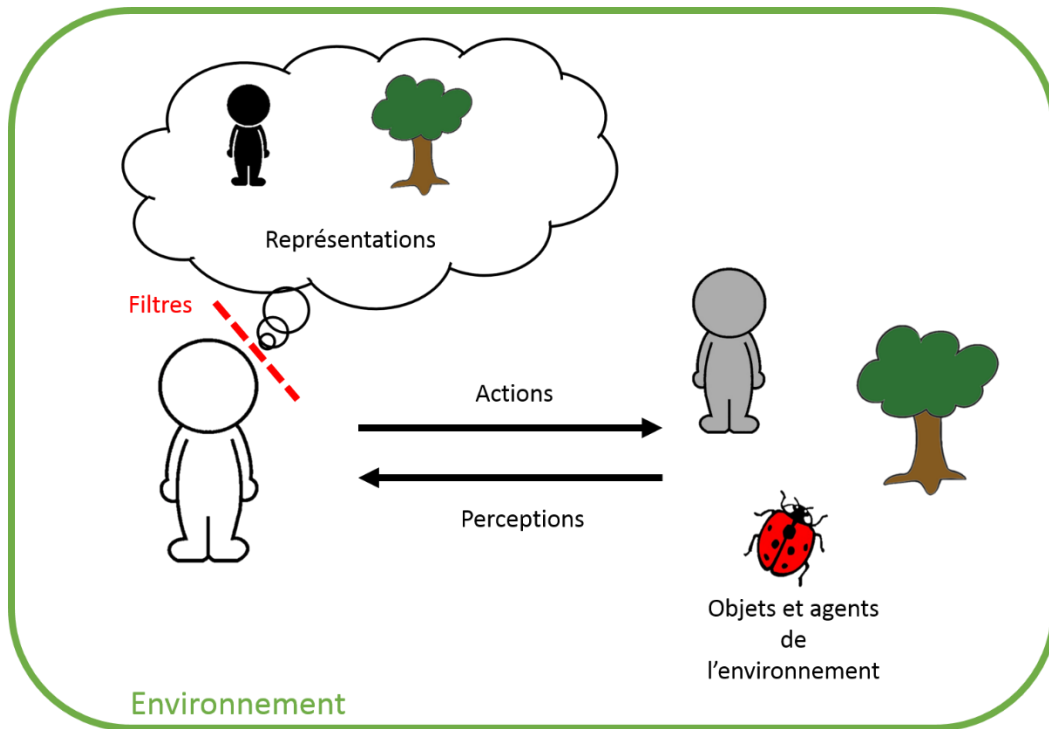


Figure 12 : Situation d'un individu en interaction avec son environnement et les autres agents et les représentations associées à cet environnement qui lui sert de cadre d'action avec cet environnement (d'après Ferber 1995). Les filtres mentaux au niveau de l'individu peuvent l'amener à construire des représentations qui semblent diverger de « la réalité » (la couleur de l'individu) ou ne pas construire de représentations quand bien même l'objet est perçu (pas de représentations de la coccinelle).

L'idée ici n'est pas d'explorer tous les types de filtres qui peuvent agir sur la relation entre perceptions et représentations mais d'introduire la notion de subjectivité qui va se trouver importante dans notre travail de thèse. Si les représentations déterminent de manière significative les actions des individus, il n'en reste pas moins que les représentations sont fondamentalement subjectives⁹ et évolutives. Cette idée est celle du constructivisme qui postule que l'acquisition de représentations se fait via l'expérience (Piaget 1937, Kölb 1984). Parce que les individus ont de nouvelles expériences, leurs représentations peuvent évoluer. Plus fondamentalement, le cadre constructiviste suppose donc que « la réalité » ne peut se définir en toute rigueur que comme une intersubjectivité partagée. C'est, par exemple, parce que deux individus vont disposer du même mot pour parler d'une chose qu'ils peuvent à priori s'entendre (Kim 2001). Pour reprendre l'exemple d'Ayer (1997) déjà cité plus haut, c'est parce que des agriculteurs partageaient des représentations similaires sur l'efficacité d'une action coordonnée de lutte intégrée qu'ils se sont organisés pour. L'importance de cette réalité construite et partagée est donc déterminante dans notre étude des individus qui pourraient agir en faveur d'une GPR. En effet, comme nous l'avons écrit précédemment, les ressources au cœur d'une telle stratégie innovante de gestion des ravageurs sont incertaines ou très peu connues et sont partiellement ou totalement à révéler (Berthet et al. 2013). Ce qui apparaît essentiel, c'est donc qu'il puisse exister, entre des acteurs qui pourraient gérer collectivement

⁹ Le terme « subjectif » est ici à comprendre au sens propre du terme, c'est-à-dire ce qui est propre au sujet et ne présuppose pas de jugement de valeur de partialité ou de fausseté.

un paysage vis-à-vis de de ravageurs ou d'ennemis naturels communs, un cadre minimum de représentations communément admises, une réalité intersubjective partagée, favorable à leur action collective.

3.3 Représentations et incertitude

Les représentations individuelles sont importantes parce qu'elles sont à la source des actions des individus. Des représentations similaires entre plusieurs individus, est probablement un facteur favorable à la réalisation d'actions collectives coordonnées (Mathevet et al. 2011). Dans le cas où des individus ne partageraient pas les mêmes représentations sur des objets et agents de l'environnement, c'est qu'il y a une situation d'incertitude appelée ambiguïté (Brugnach et al. 2011). Dans la figure 13 par exemple, on a une situation d'ambiguïté entre deux individus.

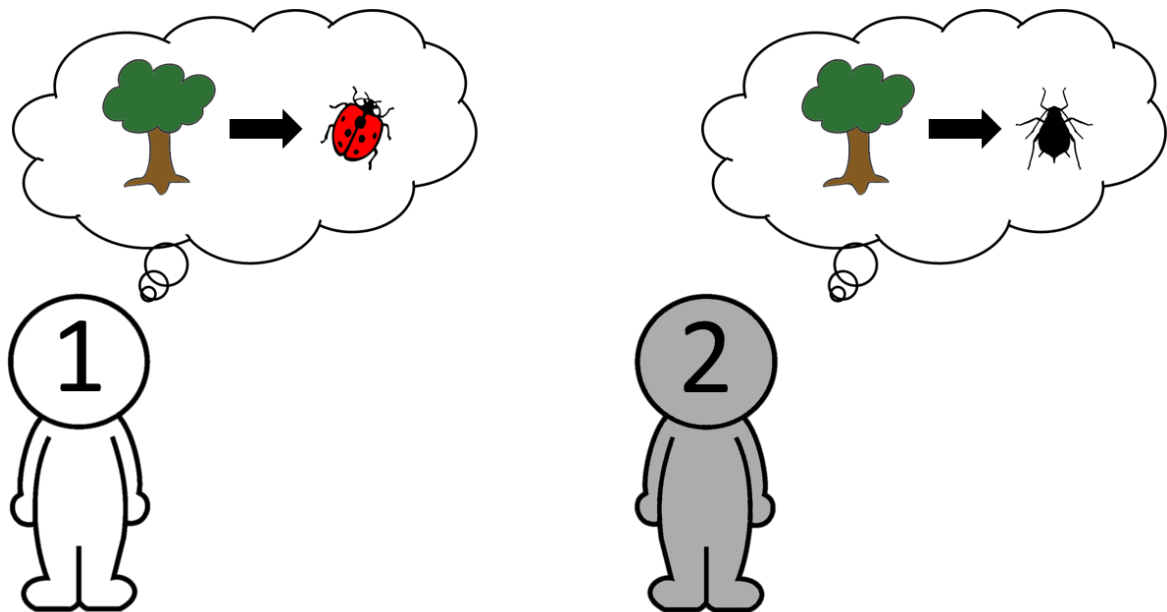


Figure 13 : Ambiguïté dans les représentations de deux individus. L'individu 1 se représente un élément arboré comme favorable aux ennemis naturels alors que l'individu 2 se représente le même élément arboré comme favorable aux ravageurs. Comme ces deux individus ne partagent pas les mêmes représentations sur l'effet de l'élément arboré on dira qu'il y a ambiguïté de représentation entre les individus 1 et 2 à ce sujet.

L'ambiguïté est un type d'incertitude qui est à priori défavorable aux actions de gestion de ressources naturelles qui peut aller même vers des conflits dans des cas où les enjeux que recouvriraient les ambiguïtés seraient particulièrement importants (Brugnach et al. 2011). A l'inverse, une situation où des acteurs partagent des représentations semblables favoriserait une meilleure coordination des acteurs impliqués, comme l'illustre le cas d'acteurs co-gérant l'eau dans le Parc Naturel de Camargue qui montre que le fait que des acteurs partagent des représentations est probablement relié avec une meilleure coordination entre eux (Mathevet et al. 2011).

Une autre incertitude à considérer pour l'exploration des représentations vis-à-vis de la possibilité de GPR est l'incertitude dite *ontologique* (Walker et al. 2003). L'incertitude ontologique est la variabilité, voir l'imprédictibilité, inhérente de nombreux phénomènes. Un jet de dé, par exemple, est incertain ontologiquement, par nature même du système qui donne aléatoirement un résultat de 1 à 6. A ce titre, acquérir plus de connaissances sur les lancers de dés ne changera rien à l'aléatoirité de ce système. Une incertitude qui peut être comblée par l'acquisition de plus de connaissances est appelée *épistémique* (Walker et al. 2003). L'accroissement de l'incertitude ontologique a été reliée avec une moindre capacité des acteurs vers une action collective dans le cas de la mitigation du réchauffement climatique en démontrant une plus forte tendance vers des comportements de type passager clandestin (Barrett et Dannenberg 2013). Un exemple d'incertitude ontologique vis-à-vis des représentations individuelles est montré dans la figure 14.

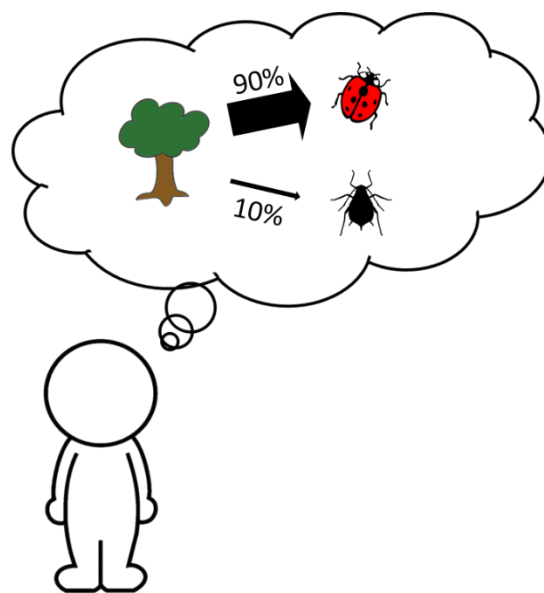


Figure 14 : Incertitude ontologique au niveau des représentations d'un individu. L'individu se représente l'effet d'un élément boisé comme étant variable puisque pour lui dans 10% des cas il favorise le ravageur tandis que dans 90% des cas il favorise l'ennemi naturel.

Pour Labrousse et Chanteau (2013), l'anthropologie cognitive constructiviste présentée ici est en cohérence avec l'anthropologie d'Ostrom, dont le cadre théorique sur les systèmes socio-écologique nous sert pour l'analyse de l'action collective dans la gestion des ressources naturelles communes (voir paragraphe 2.5). En effet, l'analyse d'Ostrom se base sur l'idée d'individus faillibles et plongés dans l'incertitude (*Ibid.*). Cette anthropologie se distingue nettement d'une vision utilitariste et optimisatrice d'un *homo œconomicus* qu'elle a largement critiquée (Ostrom 1990). Cette anthropologie des actions humaines met au cœur de la réflexion d'Ostrom les représentations situées des acteurs, résultats à la fois de leurs représentations et d'interactions avec leur environnement. Cette anthropologie se connecte naturellement avec la notion d'apprentissage puisque les acteurs sont constamment en situation d'acquisition et d'adaptation à des environnements sociaux et écologiques incertains (*Ibid.*).

4. Objectifs et structure de la thèse

4.1 Objectif et cadre conceptuel

Cette thèse se construit autour de trois piliers théoriques : l'écologie du paysage, le cadre des systèmes socio-écologique (SSE) d'Ostrom et les sciences cognitives. Tout d'abord, la littérature de l'écologie du paysage nous a permis d'identifier un certain nombre de processus écologiques, notamment sur l'effet de la composition du paysage en éléments semi-naturels susceptibles de favoriser la biodiversité fonctionnelle régulant des populations d'insectes ravageurs. La possibilité pour des acteurs agricoles de mobiliser ces résultats d'écologie du paysage dans les systèmes agricoles reste une question largement ouverte. En particulier, l'articulation incertaine des processus écologiques vers des bénéfiques agricoles et la différence d'échelle de gestion entre les exploitations agricoles et l'échelle du paysage pose question. Dans un second temps, pour explorer ces difficultés, j'ai adopté le cadre d'analyse des systèmes socio-écologiques d'Elinor Ostrom car nous supposons initialement que le paysage ou des populations d'ennemis naturels peuvent potentiellement constituer des ressources de type bien commun fournissant un service écosystémique de régulation des ravageurs. Le cadre des SSE d'Elinor Ostrom identifie le rôle clef des modèles mentaux des acteurs vis-à-vis du SSE, en particulier vis-à-vis de l'importance des bénéfiques tirés des ressources et des dépendances entre acteurs. Nous avons mobilisé le cadre théorique cognitiviste constructiviste pour explorer les différents modèles mentaux des acteurs et tenter de déterminer si le paysage et/ou les ennemis naturels sont construits par certains acteurs comme des biens communs dans leurs représentations de leur SES. Nous avons également cherché à savoir comment différents acteurs abordaient les effets des pratiques agricoles en lien avec la régulation biologique et la GPR. En particulier, nous nous sommes intéressés aux incertitudes ontologiques et celles liées aux différences de perspectives que les acteurs ont vis-à-vis des processus écologiques et de leurs pratiques impliquées dans la GPR. L'objectif de cette thèse est donc d'explorer les représentations d'acteurs pour mieux comprendre les conditions sociales et écologiques qui pourraient permettre une GPR. Pour explorer cet objectif, nous avons mobilisé une approche de modélisation participative afin de tenter de générer des espaces d'apprentissages qui s'apparente à une arène d'action selon Ostrom.

Conceptuellement, nous avons adapté le cadre des systèmes socio-écologiques de McGinnis et Ostrom (2014) pour notre cas d'étude. Il est représenté dans la figure 15. Nous avons repris les principaux sous-systèmes de ce cadre théorique. Nous avons ajouté explicitement les représentations du SSE des acteurs qui leur servent de cadre d'action et qui peuvent être modifiées par les interactions qu'ils ont avec le SSE. Nous avons également inclus la notion d'échelle en distinguant l'échelle paysagère et celle de l'exploitation agricole. Cette distinction nous permet de faire apparaître le possible décalage entre des actions d'acteurs réalisées à l'échelle des exploitations agricoles sur des processus écologiques et des services/disservices fournis à l'échelle du paysage. Nous avons simplifié le système de ressource et les unités de

ressources du cadre de McGinnis et Ostrom (2014) dans une partie centrale sur les « processus écologiques » qui peuvent donc être à l'échelle des exploitations agricoles ou à l'échelle du paysage. Nous avons rajouté au cadre de McGinnis et Ostrom (2014) un lien direct entre les acteurs et les processus écologiques. Ces processus écologiques relient potentiellement des acteurs différents du SES par les actions qu'ils ont sur ces processus écologiques et/ou par les services et disservices qu'ils en obtiennent. Ces liens qui relient ces acteurs peuvent impliquer des relations de dépendances ou d'interdépendances. On imagine par exemple des acteurs agricoles agissant sur les processus écologiques en plantant des haies et qu'en retour ils puissent obtenir un service écosystémique de régulation des ravageurs. Vis-à-vis de notre objectif de thèse nous avons décliné quatre questions :

1 - Quelles sont les représentations des acteurs, et notamment est-ce qu'ils perçoivent le paysage et les ennemis naturels comme ressources communes ? Est-ce qu'ils se perçoivent comme dépendants les uns des autres? Ces ressources et ces dépendances pourraient-elles nécessiter une GPR ?

2 – Comment expliquer les différences de représentations entre acteurs locaux et connaissances scientifiques sur l'effet du paysage sur la régulation biologique ?

3 - Quelles sont les incertitudes en jeu dans la GPR ? Dans quelle mesure la modélisation participative permet-elle de mieux les appréhender ?

4 – Quels sont les verrous et les leviers d'une gestion paysagère des ravageurs pour les acteurs ? Leur identification nous permet-elle d'élaborer des recommandations sur les prochaines étapes d'exploration de la GPR ou des territoires favorables à son établissement ?

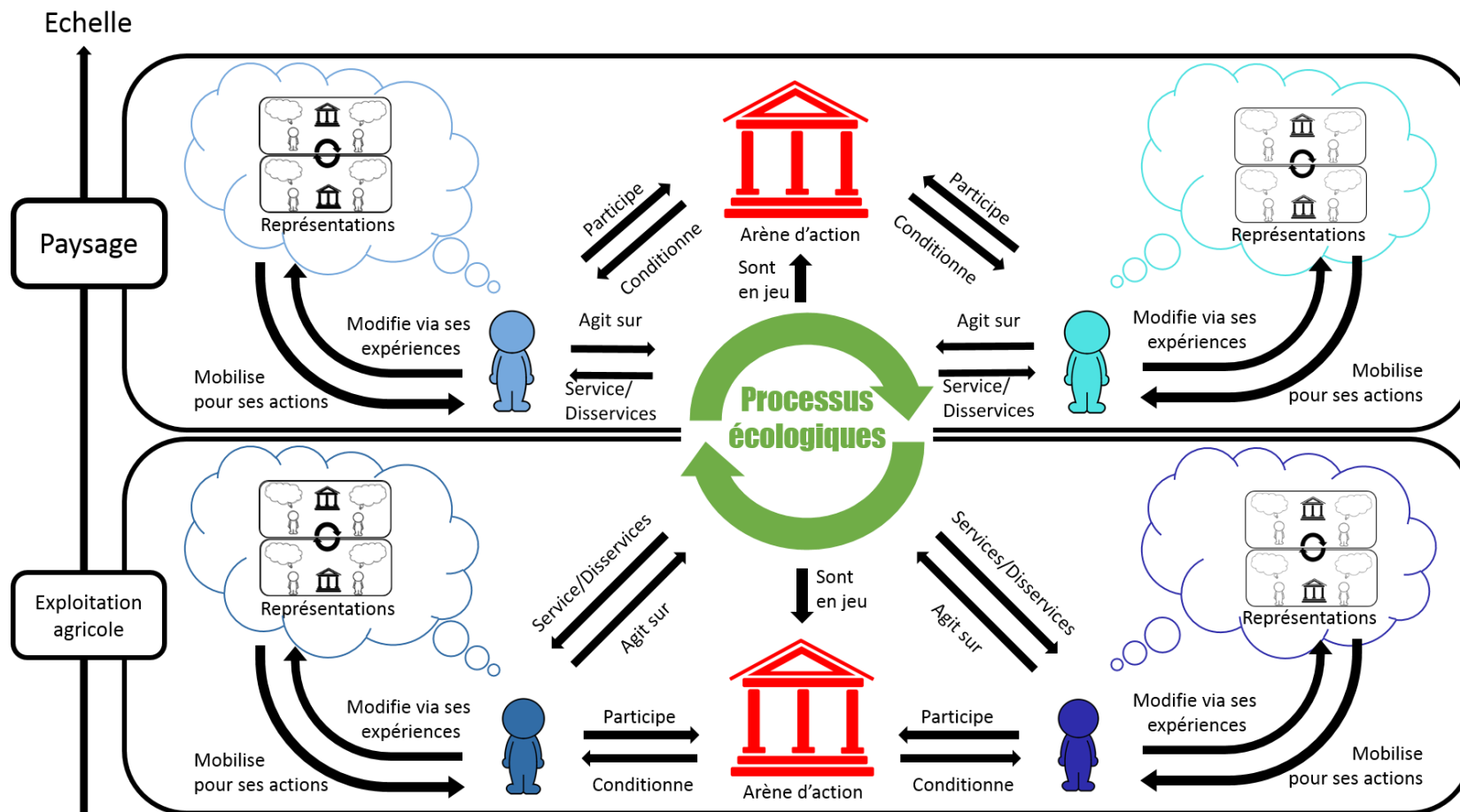


Figure 15 : Cadre conceptuel de la thèse. Il intègre notamment les processus écologiques (en vert) d'où proviennent services et disservices, les acteurs et leurs représentations (en bleu) et l'espace socio-écologique de l'arène d'action (en rouge).

4.2 Structure de la thèse

Les résultats de cette thèse sont couverts par quatre chapitres (3 à 6) traitant chacun d'une étape de questionnement spécifique vis-à-vis de la compréhension des verrous et leviers de la GPR. Les résultats couvrent en particulier l'exploration de ces déterminants dans la région de confluence Tarn et Aveyron mais nous tenterons de discuter des implications plus générales à partir du cas d'étude dans la discussion.

Le chapitre 3 explore les représentations individuelles d'acteurs agricoles dans la zone d'étude ont été analysées et schématisées dans des modèles mentaux. Il y est notamment exploré l'existence ou non dans les représentations de ressources communes connectés avec la GPR et de dépendances entre acteurs agricoles.

Il est l'objet d'un article accepté dans *Ecology & Society* : Salliou, N., Barnaud, C., in press, *Landscape and biodiversity as new resources for agroecology? Insights from farmers' perspectives*, *Ecology & Society*.

Le chapitre 4 développe une méthodologie participative basée sur l'utilisation des réseaux bayésiens afin d'explorer les ambiguïtés de représentations entre différents acteurs vis-à-vis des processus écologiques et des services écosystémiques de régulation biologique liés au paysage.

Il est l'objet d'un article soumis à *Environmental Modelling & Software* : Salliou, N., Barnaud, C., Vialatte, A., Monteil, C., submitted, *A participatory Bayesian Network approach to shed light on ambiguity among stakeholders about socio-ecological systems*, *Environmental Modelling & Software*.

Le chapitre 5 explore via la modélisation bayésienne les représentations de différents acteurs vis à vis de scénarios en faveur de la régulation biologique par conservation des habitats des ennemis naturels aux échelles du paysage et de l'exploitation agricole.

Ce chapitre est l'objet d'un article en preparation pour *Landscape Ecology* : Salliou, N., Vialatte, A., Monteil, C., Barnaud, C. *Prospecting with stakeholders habitat management at landscape and local scale for biological control ecosystem service*, *Landscape Ecology*.

Le chapitre 6 explore via une modélisation multi-agent participative avec un partenaire technique de la zone d'étude l'hypothèse de GPR dans le cas spécifique du ravageur invasif *Drosophila Suzukii*

Les chapitres 3 à 5 sont présentés sous leur forme d'article pour des revues internationales. En raison de cela, il existe inévitablement des redondances, notamment dans la description du contexte de l'étude et des méthodologiques employées. Chaque chapitre sera introduit par une brève mention de la problématique spécifique traitée et de la raison du choix

méthodologique employé. A chaque fin de chapitre, une brève conclusion sera fournie ainsi qu'un bilan vis-à-vis du cycle de modélisation décrit.

5. Références

- Agrawal, A. (2001). Common property institutions and sustainable governance of resources. *World Development*, 29(10), 1649–1672.
- Alignier, A., Raymond, L., Deconchat, M., Menozzi, P., Monteil, C., Sarthou, J.-P., Vialatte, A., Ouin, A. (2014). The effect of semi-natural habitats on aphids and their natural enemies across spatial and temporal scales. *Biological Control*, 77, 76–82.
<https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2014.06.006>
- Allport, G. W., & Postman, L. (1947). *The psychology of rumor* (Vol. xiv). Oxford, England: Henry Holt.
- Altieri, M. A., Letourneau, D. K., & Davis, J. R. (1983). Developing Sustainable Agroecosystems. *BioScience*, 33(1), 45–49. <https://doi.org/10.2307/1309244>
- Altieri, M., & Nicholls, C. (2004). *Biodiversity and Pest Management in Agroecosystems, Second Edition*. CRC Press.
- Axelrod, R. M. (1984). *The Evolution of Cooperation*. Basic Books.
- Ayer, H. W. (1997). Grass roots collective action: agricultural opportunities. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 1–11.
- Barnaud, C., Antona, M., & Marzin, J. (2011). Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Volume 11 Numéro 1). <https://doi.org/10.4000/vertigo.10905>
- Berthet, E. (2013, September 23). *Contribution à une théorie de la conception des agro-écosystèmes : Fonds écologique et inconnu commun*. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris. Retrieved from <http://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00874630>
- Bianchi, F. A., Ives, A. R., & Schellhorn, N. A. (2013). Interactions between conventional and organic farming for biocontrol services across the landscape. *Ecological Applications*, 23(7), 1531–1543.
- Bianchi, F. J. J. A., Booij, C. J. H., & Tscharrntke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1595), 1715–1727.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Boudon, R. (1979). *La logique du social*. Paris: Hachette.
- Broadbent, D. E. (1958). *Perception and Communication*. Elsevier.
- Brugnach, M., Dewulf, A., Henriksen, H. J., & van der Keur, P. (2011). More is not always better: Coping with ambiguity in natural resources management. *Journal of Environmental Management*, 92(1), 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.029>
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., & Müller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21, 17–29.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>
- Calkins, C. O., & Faust, R. J. (2003). Overview of areawide programs and the program for suppression of codling moth in the western USA directed by the United States Department

- of Agriculture. Agricultural Research Service. *Pest Management Science*, 59(6–7), 601–604. <https://doi.org/10.1002/ps.712>
- Carson, R. (1962). *Silent Spring*. Boston: Houghton Mifflin Company.
- Chanteau, J.-P., & Labrousse, A. (2013). L'institutionnalisme méthodologique d'Elinor Ostrom : quelques enjeux et controverses. *Revue de la régulation. Capitalisme, institutions, pouvoirs*, (14).
- Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M. E., Blitzer, E. J., & Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity: Pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters*, 14(9), 922–932. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x>
- Charmillot, & Pasquier. (2007). Pas de lutte par confusion contre les vers de la grappe sans une bonne organisation. *Revue Suisse Viticulture Arboriculture Horticulture*, 39, 53–54.
- Chouquer, G. (2003). Françoise Burel et Jacques Baudry, Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications. *Études rurales*, (167–168), 329–333.
- Cole, D. H., & McGinnis, M. D. (2015). *Elinor Ostrom and the Bloomington School of Political Economy: Resource Governance*. Lexington Books.
- Comis, D. (1997). Corn Belt Growers Give Areawide IMP a Try. *Agricultural Research*, 45(10), 4–7.
- Cong, R.-G., Smith, H. G., Olsson, O., & Brady, M. (2014). Managing ecosystem services for agriculture: Will landscape-scale management pay? *Ecological Economics*, 99, 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.01.007>
- Cumming, G. S., Cumming, D. H., Redman, C. L., & others. (2006). Scale mismatches in social-ecological systems: causes, consequences, and solutions. *Ecology and Society*, 11(1), 14.
- De Schutter, O. (2010). *Rapport du Rapporteur spécial sur le droit à l'alimentation*. UN.
- Dent, D. (1995). *Integrated Pest Management*. Springer Science & Business Media.
- Deverre, C., de Sainte Marie, C., & others. (2008). L'écologisation de la politique agricole européenne. Verdissement ou refondation des systèmes agro-alimentaires. *Revue D'études En Agriculture et Environnement*, 89(4), 83–104.
- DI Méo, G. (2008). Une géographie sociale entre représentations et action. *Montagnes méditerranéennes et développement territorial*, (23 (Numéro Spécial Représentation, Action, Territoire)), 13–21.
- Duru, M., Therond, O., Martin, G., Martin-Clouaire, R., Magne, M.-A., Justes, E., Journet, E.-P., Aubertot, J.-N., Savary, S., Bergez, J.-E., Sarthou, J. P. (2015). How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>
- Ehler, L. E., & Bottrell, D. G. (2000). L'illusion de la protection intégrée des cultures. *Le Courrier de L'environnement de l'INRA*, (40), 85–86.
- Elliott, N. C., Onstad, D. W., & Brewer, M. J. (2008). History and ecological basis for areawide pest management. *Areawide Pest Management: Theory and Implementation*, 15–33.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., Martin, J.-L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in

- agricultural landscapes: Heterogeneity and biodiversity. *Ecology Letters*, 14(2), 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- Ferber, J. (1995). *Les systèmes multi-agents: Vers une intelligence collective*. Paris: Dunod.
- Gaonac'h, D., Ionescu, S., & Blanchet, A. (2006). *Psychologie cognitive et bases neurophysiologiques du fonctionnement cognitif*. Paris: Presses Universitaires de France - PUF.
- Garbach, K., Milder, J. C., Montenegro, M., Karp, D. S., & DeClerck, F. A. J. (2014). Biodiversity and Ecosystem Services in Agroecosystems. In *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems* (pp. 21–40). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00013-9>
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tscharntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J. J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P. W., Inchausti, P. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>
- Grenier, R. S., & Dudzinska-Przesmitzki, D. (2015). A Conceptual Model for Eliciting Mental Models Using a Composite Methodology. *Human Resource Development Review*, 14(2), 163–184. <https://doi.org/10.1177/1534484315575966>
- Griffiths, G. J. K., Holland, J. M., Bailey, A., & Thomas, M. B. (2008). Efficacy and economics of shelter habitats for conservation biological control. *Biological Control*, 45(2), 200–209. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.09.002>
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science*, 162(3859), 1243–1248.
- Heckman, J. (2006). A history of organic farming: Transitions from Sir Albert Howard's War in the Soil to USDA National Organic Program. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 21(03), 143–150. <https://doi.org/10.1079/RAF2005126>
- Horlings, L. G., & Marsden, T. K. (2011). Towards the real green revolution? Exploring the conceptual dimensions of a new ecological modernisation of agriculture that could “feed the world.” *Global Environmental Change*, 21(2), 441–452. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.01.004>
- IFOAM - Organics international. (2014). *IFOAM annual report*. Retrieved from http://www.ifoam.bio/sites/default/files/ar2014_web.pdf
- Jones, N., Ross, H., Lynam, T., Perez, P., & Leitch, A. (2011). Mental Models: An Interdisciplinary Synthesis of Theory and Methods. *Ecology and Society*, 16(1). <https://doi.org/10.5751/ES-03802-160146>
- Kim, B. (2001). Social constructivism. *Emerging Perspectives on Learning, Teaching, and Technology*, 1(1), 16.
- Kirchhoff, T., Trepl, L., & Vicenzotti, V. (2013). What is Landscape Ecology? An Analysis and Evaluation of Six Different Conceptions. *Landscape Research*, 38(1), 33–51. <https://doi.org/10.1080/01426397.2011.640751>

- Kogan, M. (1998). Integrated pest management: historical perspectives and contemporary developments. *Annual Review of Entomology*, 43(1), 243–270.
- Kolb, D. A. (1984). *Experiential learning*. Prentice hall.
- Landis, D. A., Wratten, S. D., & Gurr, G. M. (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, 45(1), 175–201.
- Lansing, J. S., & Miller, J. H. (2003). Cooperation, games, and ecological feedback: some insights from Bali. *Current Anthropology*, 46(2), 328–334.
- Lazarus, W. F., & Dixon, B. L. (1984). Agricultural Pests as Common Property: Control of the Corn Rootworm. *American Agricultural Economics Association*.
- Leeuwis, C. (2004). *Communication for Rural Innovation: Rethinking Agricultural Extension* (3rd Edition). Hoboken, N.J. : Piscataway, NJ: Wiley-Blackwell.
- Lefebvre, M., Franck, P., Toubon, J.-F., Bouvier, J.-C., & Lavigne, C. (2016). The impact of landscape composition on the occurrence of a canopy dwelling spider depends on orchard management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 215, 20–29.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.003>
- Letourneau, D. K., & Bothwell, S. G. (2008). Comparison of organic and conventional farms: challenging ecologists to make biodiversity functional. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(8), 430–438. <https://doi.org/10.1890/070081>
- Lucas, P. (2007). Le concept de la protection intégrée des cultures. *Innovations Agronomiques*, 1, 15–21.
- Maalouly, M., Franck, P., Bouvier, J.-C., Toubon, J.-F., & Lavigne, C. (2013). Codling moth parasitism is affected by semi-natural habitats and agricultural practices at orchard and landscape levels. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 169, 33–42.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.02.008>
- Malone, T. W., & Crowston, K. (1994). The interdisciplinary study of coordination. *ACM Computing Surveys (CSUR)*, 26(1), 87–119.
- Maris, V. (2015). Nature à vendre, les limites des services écosystémiques. *Sciences en questions*, 9–64.
- Mathevet, R., Etienne, M., Lynam, T., & Calvet, C. (2011). Water Management in the Camargue Biosphere Reserve: Insights from Comparative Mental Models Analysis. *Ecology & Society*, 16(1).
- Mazoyer, M., & Roudart, L. (2002). *Histoire des agricultures du monde: du néolithique à la crise contemporaine*. Paris: Éditions du Seuil.
- McGinnis, M. D., & Ostrom, E. (2014). Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society*, 19(2). <https://doi.org/10.5751/ES-06387-190230>
- McLaughlin, A., & Mineau, P. (1995). The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 55(3), 201–212. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(95\)00609-V](https://doi.org/10.1016/0167-8809(95)00609-V)
- Meehan, T. D., Werling, B. P., Landis, D. A., & Gratton, C. (2011). Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. *Proceedings of the*

- National Academy of Sciences*, 108(28), 11500–11505.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1100751108>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: general synthesis : a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC: Island Press.
- Monteiro, L. B., Lavigne, C., Ricci, B., Franck, P., Toubon, J.-F., & Sauphanor, B. (2013). Predation of codling moth eggs is affected by pest management practices at orchard and landscape levels. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 86–93.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.012>
- Naveh, Z., & Lieberman, A. S. (2013). *Landscape Ecology: Theory and Application*. Springer Science & Business Media.
- Norgaard, R. B. (2010). Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics*, 69(6), 1219–1227. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.009>
- Oerke, E.-C. (2006). Crop losses to pests. *The Journal of Agricultural Science*, 144(1), 31–43.
<https://doi.org/10.1017/S0021859605005708>
- Olson, M. (1965). *The Logic of collective action public goods and the theory of groups*. Cambridge, Mass: Harvard University Press.
- Opdam, P., Coninx, I., Dewulf, A., Steingröver, E., Vos, C., & van der Wal, M. (2016). Does information on landscape benefits influence collective action in landscape governance? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 18, 107–114.
<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.12.006>
- Östman, Ö., Ekbom, B., & Bengtsson, J. (2001). Landscape heterogeneity and farming practice influence biological control. *Basic and Applied Ecology*, 2(4), 365–371.
- Östman, Ö., Ekbom, B., & Bengtsson, J. (2003). Yield increase attributable to aphid predation by ground-living polyphagous natural enemies in spring barley in Sweden. *Ecological Economics*, 45(1), 149–158. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(03\)00007-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(03)00007-7)
- Ostrom, E. (1990). *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. Cambridge; New York: Cambridge University Press.
- Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of Socio-ecological systems. *Science*, 325(5939), 416–419. <https://doi.org/10.1126/science.1170749>
- Ostrom, E., Gardner, R., & Walker, J. (1994). *Rules, Games, and Common-Pool Resources*. University of Michigan Press. Retrieved from <http://www.press.umich.edu/9745>
- Parsa, S., Morse, S., Bonifacio, A., Chancellor, T. C. B., Condori, B., Crespo-Perez, V., Hobbs, S. L. A., Kroschel, J., Ba, M. N., Rebaudo, F., Sherwood, S. G., Vanek, S. J., Faye, E., Herrera, M. A., Dangles, O. (2014). Obstacles to integrated pest management adoption in developing countries. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(10), 3889–3894.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1312693111>
- Piaget, J. (1937). *La construction du réel chez l'enfant* (Delachaux et Niestlé).
- Pimentel, D., Zuniga, R., & Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52(3), 273–288. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.002>

- Potier, D. (2014). *Pesticides et agro-écologie - Les champs du possible*. Retrieved from <http://agriculture.gouv.fr/telecharger/56000?token=7bf92926cba72dbc99beeeef8758248e>
- Puech, C., Poggi, S., Baudry, J., & Aviron, S. (2015). Do farming practices affect natural enemies at the landscape scale? *Landscape Ecology*, *30*(1), 125–140. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0103-2>
- Ramsden, M. W., Menéndez, R., Leather, S. R., & Wäckers, F. (2015). Optimizing field margins for biocontrol services: The relative role of aphid abundance, annual floral resources, and overwinter habitat in enhancing aphid natural enemies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *199*, 94–104. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.024>
- Ravnborg, H. M., de la Cruz, A. M., del pilar Guerrero, M., & Westermann, O. (2000). *Collective action in ant control*. IFPRI.
- Regev, U., Gutierrez, A. P., & Feder, G. (1976). Pests as a Common Property Resource: A Case Study of Alfalfa Weevil Control. *American Journal of Agricultural Economics*, *58*(2), 186–197. <https://doi.org/10.2307/1238969>
- Rodríguez, J., Beard, J., Bennett, E., Cumming, G., Cork, S., Agard, J., Dobson, A., Peterson, G. (2006). Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Services. *Ecology and Society*, *11*(1). <https://doi.org/10.5751/ES-01667-110128>
- Roling, N. G., & Wagemakers, M. A. E. (2000). *Facilitating Sustainable Agriculture: Participatory Learning and Adaptive Management in Times of Environmental Uncertainty*. Cambridge University Press.
- Rusch, A., Chaplin-Kramer, R., Gardiner, M. M., Hawro, V., Holland, J., Landis, D., Thies, C., Tschardtke, T., Weisser, W. W., Winquist, C., Woltz, M., Bommarco, R. (2016). Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *221*, 198–204. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039>
- Sánchez-Azofeifa, G. A., Pfaff, A., Robalino, J. A., & Boomhower, J. P. (2007). Costa Rica's Payment for Environmental Services Program: Intention, Implementation, and Impact. *Conservation Biology*, *21*(5), 1165–1173. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00751.x>
- Sarthou, J.-P., Badoz, A., Vaissière, B., Chevallier, A., & Rusch, A. (2014). Local more than landscape parameters structure natural enemy communities during their overwintering in semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *194*, 17–28. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.018>
- Schellhorn, N. A., Gagic, V., & Bommarco, R. (2015a). Time will tell: resource continuity bolsters ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, *30*(9), 524–530. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.007>
- Schellhorn, N. A., Parry, H. R., Macfadyen, S., Wang, Y., & Zalucki, M. P. (2015b). Connecting scales: Achieving in-field pest control from areawide and landscape ecology studies: Connecting scales. *Insect Science*, *22*(1), 35–51. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12161>
- Sigwalt, A., Pain, G., Pancher, A., & Vincent, A. (2012). Collective Innovation Boosts Biodiversity in French Vineyards. *Journal of Sustainable Agriculture*, *36*(3), 337–352. <https://doi.org/10.1080/10440046.2011.654008>

- Simon, S., Bouvier, J.-C., Debras, J.-F., & Sauphanor, B. (2010). Biodiversity and pest management in orchard systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30(1), 139–152. <https://doi.org/10.1051/agro/2009013>
- Simons, D. J., & Chabris, C. F. (1999). Gorillas in our midst: Sustained inattentive blindness for dynamic events. *Perception-London*, 28(9), 1059–1074.
- Stallman, H. R. (2011). Ecosystem services in agriculture: Determining suitability for provision by collective management. *Ecological Economics*, 71, 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.08.016>
- Stallman, H. R., & James, H. S. (2015). Determinants affecting farmers' willingness to cooperate to control pests. *Ecological Economics*, 117, 182–192. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.07.006>
- Stonehouse, J. M., Mumford, J. D., Verghese, A., Shukla, R. P., Satpathy, S., Singh, H. S., Jiji, T., Thomas, J., Patel, Z. P., Jhala, R. C., Patel, R. K., Manzar, A., Shivalingaswamy, T. M., Mohantha, A.K., Nair, B., Vidya, C. V., Jagadale, V. S., Sisodiya, D.B., Joshi, B. K. (2007). Village-level area-wide fruit fly suppression in India: Bait application and male annihilation at village level and farm level. *Crop Protection*, 26(5), 788–793. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2006.07.008>
- Sutherland, L.-A., Gabriel, D., Hathaway-Jenkins, L., Pascual, U., Schmutz, U., Rigby, D., Godwin, R., Sait, S. M., Sakrabani, R., Kunin, W.E., Benton, T. G., Stagl, S. (2012). The “Neighbourhood Effect”: A multidisciplinary assessment of the case for farmer co-ordination in agri-environmental programmes. *Land Use Policy*, 29(3), 502–512. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.09.003>
- Thies, C., & Tschardtke, T. (1999). Landscape Structure and Biological Control in Agroecosystems. *Science*, 285(5429), 893–895. <https://doi.org/10.1126/science.285.5429.893>
- Tschardtke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Turner, M. G. (2003). *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer-Verlag New York Inc. (2003), Edition: Pap/Cdr, Broché, 404 pages. Retrieved from <http://www.librarything.fr/work/2310858/book/48200821>
- Vasseur, C., Joannon, A., Aviron, S., Burel, F., Meynard, J.-M., & Baudry, J. (2013). The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.08.013>
- Veres, A., Petit, S., Conord, C., & Lavigne, C. (2013). Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.027>
- Walker, W. E., Harremoës, P., Rotmans, J., van der Sluijs, J. P., van Asselt, M. B., Janssen, P., & Kreyer von Krauss, M. P. (2003). Defining uncertainty: a conceptual basis for uncertainty management in model-based decision support. *Integrated Assessment*, 4(1), 5–17.

- Weisenburger, D. D. (1993). Human health effects of agrichemical use. *Human Pathology*, 24(6), 571–576. [https://doi.org/10.1016/0046-8177\(93\)90234-8](https://doi.org/10.1016/0046-8177(93)90234-8)
- Wezel, A., Bellon, S., Doré, T., Francis, C., Vallod, D., & David, C. (2009). Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29(4), 503–515. <https://doi.org/10.1051/agro/2009004>
- Zhang, W., Ricketts, T. H., Kremen, C., Carney, K., & Swinton, S. M. (2007). Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64(2), 253–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>

Chapitre 2

Méthodologie et cas d'étude

Dans ce chapitre nous allons détailler la méthode générale de modélisation suivie lors de cette thèse : la modélisation d'accompagnement (ComMod). Nous détaillerons également les choix d'outils spécifiques qui ont été mobilisés et les raisons qui ont amené à ce choix. Enfin, nous présenterons notre méthode de choix d'un terrain d'enquête pour notre recherche-action en décrivant les caractéristiques principales de la zone.

1. Cadre méthodologique : une recherche-action exploratoire par des cycles de modélisations participatives des représentations et des incertitudes associées

1.1 La modélisation d'accompagnement : le choix d'une démarche participative adaptative et itérative

Plusieurs démarches potentielles apparaissent utiles pour explorer des conceptions innovantes en agriculture (Berthet et al. 2015). Certaines démarches recherchent souvent la participation des potentiels utilisateurs d'une innovation comme partie prenante à part entière de la recherche via notamment des approches de modélisation (*Ibid.*). La participation des acteurs aux activités de modélisations est reconnue pour à la fois générer des apprentissages sur le système en jeu au niveau des acteurs qui participent ainsi qu'identifier et clarifier les impacts des solutions à un problème donné (Voinov et Bousquet 2010). Les démarches de recherches participatives sont également reconnues pour leur capacité à générer des décisions plus acceptables et d'aboutir à des résultats utiles aux participants plus rapidement (Voinov et Bousquet 2010, Couvet et Teyssède (2013).

La démarche de modélisation mobilisée dans cette thèse est inspirée de la modélisation d'accompagnement (Etienne 2010). Parmi les méthodes potentielles identifiées pour explorer la conception d'innovation dans les systèmes agricoles (Berthet et al. 2015), la modélisation d'accompagnement était pertinente pour notre sujet car elle fait explicitement référence à la nature collective des solutions imaginées pour résoudre des problèmes liés à la gestion collective des ressources naturelles (Etienne 2010). Cette caractéristique de la modélisation d'accompagnement correspond en effet à priori à la nature de la GPR qui implique la coordination d'acteurs pour gérer des ressources naturelles pouvant favoriser la régulation biologique des ravageurs. La modélisation d'accompagnement est une approche qui comprend en général une démarche de co-construction avec les parties prenantes de la question à la base du processus de modélisation et de modèles qui vont chercher à répondre

à la question identifiée via leur construction et/ou leur exploration via des simulations. En cela, la démarche de modélisation d'accompagnement suit un cycle de modélisation qui alterne entre un questionnement, la modélisation et l'analyse du modèle (Figure 1).

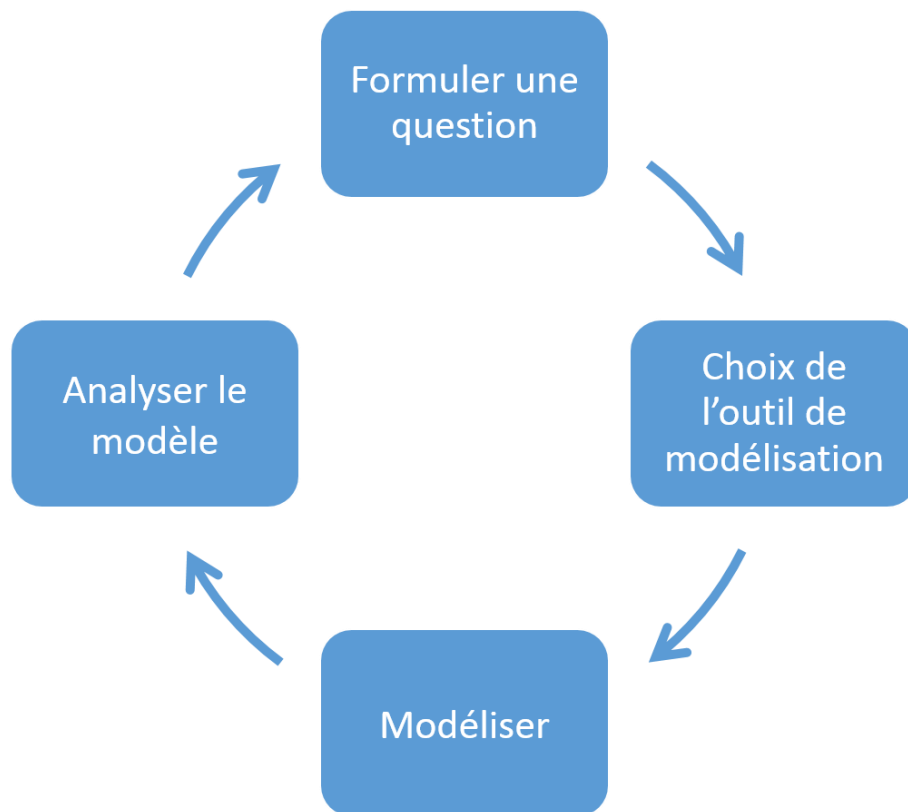


Figure 1 : Etapes clés d'un cycle de modélisation adapté de Grimm et Railsback 2005

La réalisation de plusieurs cycles de modélisations permet éventuellement de préciser la question de départ ou de répondre à plusieurs questions qui s'établissent au fur et à mesure des modélisations successives. C'est dans ce sens en particulier que cette démarche de modélisation participative est dite adaptative et itérative (Etienne 2010). Itérative parce qu'elle peut répéter le patron du cycle de modélisation entre questionnement et modélisation, et adaptative puisqu'elle laisse place à la modification chemin faisant du questionnement et du choix de modélisation qui en découlerait. Cette adaptation implique également de pouvoir adapter son choix d'outil de modélisation en fonction des nouvelles questions. Dans cette thèse notamment, plusieurs questionnements successifs ont fait émerger une réflexion nouvelle sur l'outillage de modélisation pertinent sur chaque questionnement.

La modélisation d'accompagnement est une pratique de recherche-action. La recherche-action se définit au sens large par l'implication du ou des chercheurs avec des acteurs non scientifiques, par opposition à une recherche classiquement construite comme une institution isolée de la société en vue de la production de connaissances (Latour 2004). Cette implication des chercheurs pose inévitablement des problèmes de positionnement pour eux car celle-ci peut aller de chercheurs à l'engagement le plus militant vis-à-vis d'une cause jusqu'à une attitude d'instrumentalisation des acteurs pour en obtenir des données (Albaladejo et

Casabianca 1997). Au chercheur engagé, on pourra questionner sa neutralité et, pour l'autre, son opportunisme intéressé pourra être critiqué. A cela s'ajoute le problème des asymétries de pouvoir qui se retrouvent de manière générale dans les démarches participatives (Arnstein 1968, Barnaud et al. 2010). Pour Albaladejo et Casabianca (1997) le plus important pour un chercheur en situation de recherche-action est d'être conscient de ces enjeux et de s'en expliquer. C'est dans cet esprit qu'a été élaborée par les chercheurs mobilisant la démarche de modélisation d'accompagnement une charte posant ses fondements et son éthique (Association ComMod 2013). La démarche de modélisation participative proposée ici, si elle est globalement en accord avec cette charte, en diverge sensiblement dans un certain nombre de points qu'il n'est pas inutile d'expliquer. Il y a tout d'abord des éléments essentiels qui sont partagés entre la charte et l'approche qui a été suivie pendant cette thèse. Tout d'abord, j'ai cherché autant que possible à intégrer et à considérer les différents points de vue comme également légitimes. Ensuite, dans la relation avec les acteurs, il a été recherché, autant que faire se peut, un maximum de transparence sur les intentions de la recherche et les méthodes employées. Par contre, par rapport à de nombreux processus ComMod, la démarche a évolué dans le sens où n'a pas été recherchée absolument la formalisation d'une représentation partagée sur la situation en jeu. Certains questionnements m'ont en effet orienté vers des formalisations de représentations individuelles sur la base d'un modèle collectif. De même la confrontation des points de vue ne s'est pas réalisée lors de temps forts collectifs et certains d'entre eux ne se sont pas réalisés du fait d'une certaine fatigue de certaines parties prenantes, traduisant probablement un déclin dans leur intérêt porté à certaines étapes de modélisations.

1.2 Présentation des outils mobilisés pour l'exploration des représentations individuelles

Lors des différents cycles de modélisation réalisés pendant ce travail nous avons mobilisé trois outils différents afin d'explorer les représentations des acteurs dans le but d'explorer les conditions d'une GPR et qui sont présentés ci-dessous. Dans cette section nous présentons chaque méthode utilisée et nous justifions son choix.

a) Représentation conceptuelle d'un système socio-écologique suivant la méthode ARDI : un outil polyvalent d'élicitation des représentations

- Présentation générale

Une première méthode de formalisation des représentations a impliqué l'utilisation de la méthode ARDI (Acteurs-Ressources-Dynamique-Interactions). Elle a été développée à la base pour faire construire à un groupe d'acteurs une représentation conceptuelle partagée d'un système socio-écologique (Etienne et al. 2011). Cette méthode consiste d'abord à lister avec un groupe de participants dans des ateliers successifs les Acteurs, les Ressources et les Dynamiques clefs en lien avec une question définie par les participants eux-mêmes. Dans un

second temps, ces informations sont synthétisées dans un diagramme causal final, dit des Interactions, connectant ressources et acteurs via des interactions sociales ou écologiques, auxquelles sont attachées au besoin les dynamiques identifiées (voir figure 2). Le diagramme final cherche notamment à obtenir, si possible, un résultat collectif consensuel entre toutes les parties prenantes de l'exercice. Dans la modélisation d'accompagnement, l'obtention du diagramme d'interaction sert souvent de base conceptuelle à l'élaboration de modèles de simulations sous forme de jeu de rôle et/ou informatiques (Etienne 2010).

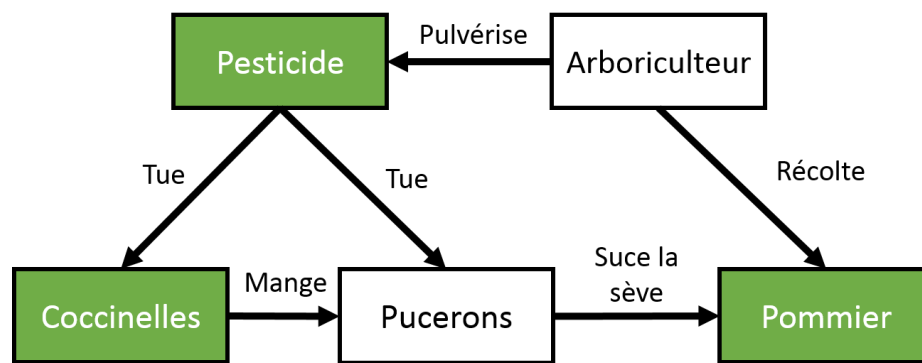


Figure 2 : Exemple théorique et simplifié d'un diagramme d'Interaction selon la méthode ARDI. Les boîtes vertes représentent des ressources. Les liens causals entre éléments sont représentés par les flèches et caractérisés par un verbe d'action.

La démarche, lorsqu'elle est réalisée en groupe, consiste donc à regrouper des représentations individuelles dans une conceptualisation collective. Le résultat final ne peut pas prétendre être la somme des représentations individuelles de ceux qui le construisent puisque c'est un assemblage négocié de diverses représentations individuelles. Cette approche est toutefois de plus en plus utilisée hors de son champ initial d'une représentation partagée pour s'intéresser aux représentations individuelles des acteurs et de leurs modèles mentaux. Un modèle mental est une modélisation graphique des représentations d'un individu qui lui sert de cadre d'action (Jones et al. 2011). La méthode d'élicitation collective ARDI s'adapte ainsi très bien à l'élicitation de modèles mentaux individuels (Mathevet et al. 2011, Vuillot et al. 2016).

- Justification du choix de modélisation

De manière générale, cette méthode est indiquée pour la modélisation conceptuelle d'un système socio-écologique comme formalisé dans le cadre Ostrom parce qu'elle permet de relier processus sociaux et processus écologiques. Cette méthode s'est donc trouvée tout à fait adaptée à notre recherche puisque l'innovation de la GPR implique à la fois des processus écologiques en lien avec des ressources naturelles potentielles (des ennemis naturels, le paysage et ses éléments constitutifs) ainsi que des processus sociaux (notamment des pratiques agricoles) en lien avec les processus et les ressources en jeu.

La méthode ARDI est particulièrement adaptée dans notre cas également pour la recherche des dépendances et interdépendances puisque la formalisation ARDI indique les interactions entre les éléments de la représentation. Ces éléments d'interactions dans la représentation

permettent de visualiser s'il existe ou non des situations de dépendances ou d'interdépendances, et ceci quand bien même elles ne seraient pas directement exprimées par les individus interrogés (voir Figure 3).

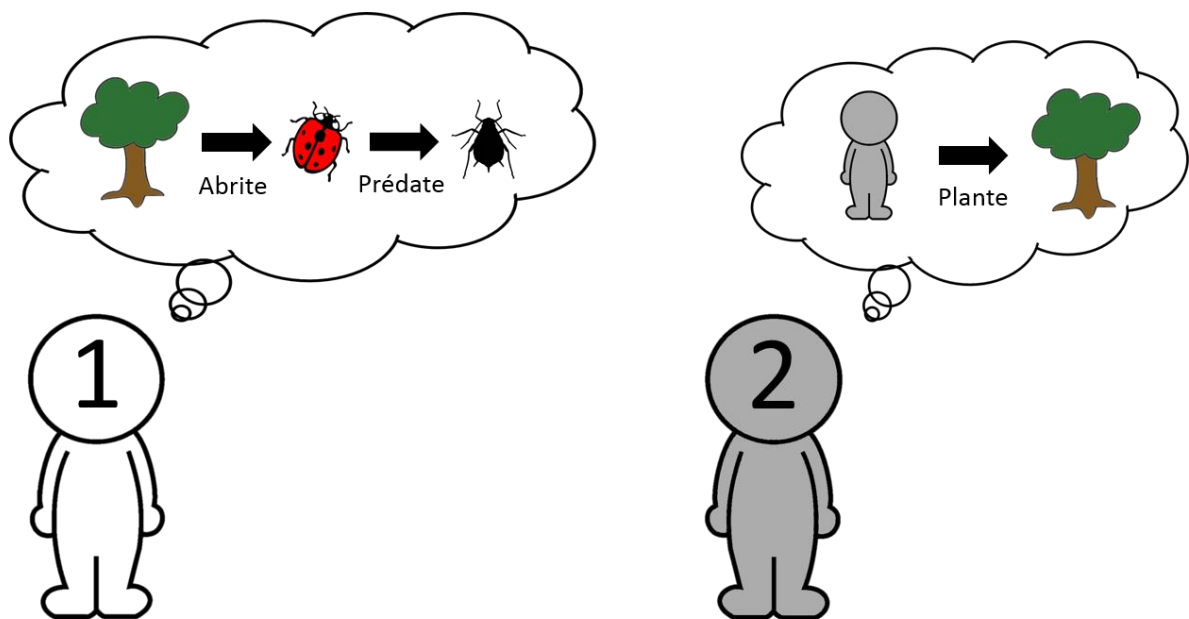


Figure 3 : Représentations de deux individus 1 et 2 permettant de mettre à jour une situation de dépendance. L'individu 1 se représente un élément arboré abritant des ennemis naturels qui prédatent des ravageurs. L'individu 2 se représente son action de planter ces éléments arborés. Bien qu'aucun des deux individus n'a construit une relation de dépendance dans ses représentations, il apparaît que l'individu 1 dépend de l'action de l'individu 2 pour bénéficier de la régulation des ravageurs.

Afin de formaliser des représentations, il existe d'autres méthodes envisageables. Sans couvrir l'exhaustivité de toutes les méthodes, une autre approche, considérée dans cette thèse mais écartée, a été celle des représentations sociales de Moscovici (1976). La théorie de la représentation sociale cherche notamment par son analyse à formaliser les représentations afin de déterminer ce qui est socialement partagé dans les représentations entre les individus (Jodelet 2003). Cette approche a été écartée car notre objectif n'a pas été en soi de déterminer les zones consensuelles dans les représentations des individus mais au contraire de détailler la diversité des représentations portées par les individus potentiellement impliqués dans une approche de GPR.

- Usage de la méthode ARDI

Dans ce travail de thèse, la méthode ARDI a été utilisée trois fois avec des usages sensiblement différents :

1. utilisée « classiquement » afin de réaliser une représentation partagée d'un collectif d'acteur comme étape intermédiaire de modélisation de réseaux bayésiens (le principe des réseaux bayésiens est expliqué plus loin dans le paragraphe 1.2.b).

2. utilisée pour éliciter directement un modèle mental individuel comme étape intermédiaire d'une modélisation multi-agent (l'approche des systèmes multi-agents est abordée dans le paragraphe 1.2.c)
3. utilisée pour élaborer des modèles mentaux individuels en élicitation indirecte d'entretiens individuels (Jones et al. 2011). Nous détaillons son usage ci-dessous.

Dans notre première étape de modélisation, qui sera détaillée dans le chapitre 3, nous avons réalisé des entretiens individuels avec des acteurs agricoles afin d'explorer leurs représentations au sujet de leur stratégie contre les ravageurs. Ces entretiens semi-directifs ont suivi l'approche de l'entretien compréhensif (Kaufmann 2011) et il était demandé aux interviewés de décrire leur stratégie de contrôle des ravageurs puis, en fin d'interview, celle de l'influence de l'environnement paysager dans ce domaine. Les entretiens étaient, lorsque cela était possible, enregistrés. Ils ont été réalisés dans un cadre similaire, en dehors des parcelles agricoles, précision importante étant donnée l'influence notable que peut avoir le lieu d'obtention des informations pour la réalisation d'un modèle mental (Jones et al. 2014). Les modèles mentaux étaient ensuite élicités de manière indirecte (Jones et al. 2011) par l'écoute de l'enregistrement et sa traduction sous le formalisme conceptuel ARDI afin de réaliser le diagramme d'Interactions de l'interviewé. La traduction s'est réalisée en traduisant les phrases prononcées sous formes d'objets conceptuels reliés par des interactions (Figure 4).

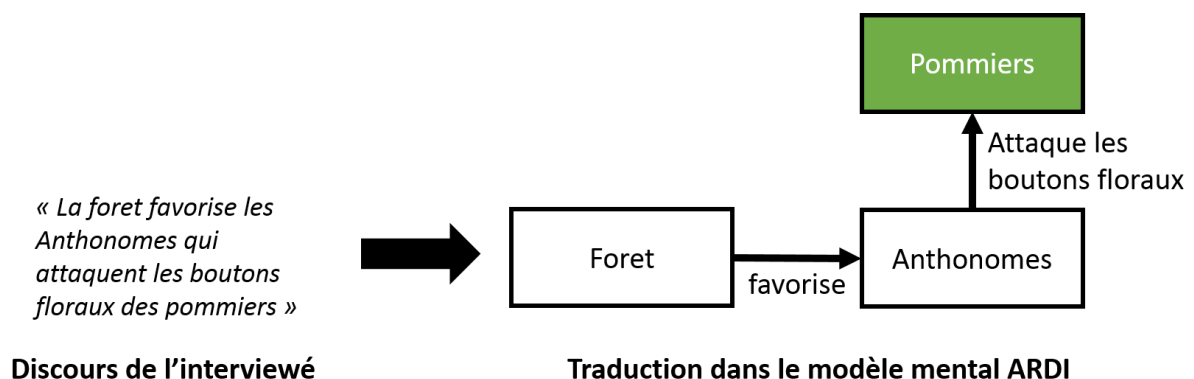


Figure 4 : Exemple d'élicitation indirecte à partir du discours d'un entretien sous le formalisme de l'ontologie ARDI.

La réalisation de ces modèles mentaux avait comme objectif d'avoir une vision systémique des interactions socio-écologiques mentionnées par les interviewés et également de chercher à visualiser plus aisément les dépendances entre acteurs qui peuvent parfois s'établir via plusieurs interactions. L'exploration de ces dépendances vis-à-vis de ressources potentiellement communes est l'objet du chapitre 3.

b) *Modéliser les incertitudes des représentations en utilisant des réseaux bayésien*

- Présentation générale

Le deuxième type d'outil de modélisation des représentations a consisté à utiliser la modélisation Bayésienne (Aguilera et al. 2011). Un réseau Bayésien est un modèle à plusieurs variables défini par trois éléments principaux :

1. Un **graphe orienté acyclique** qui connecte les variables ensemble quand elles sont statistiquement dépendantes. La figure 5 ci-dessous est un exemple de graphe orienté acyclique à quatre variables, chacune étant représentée par un nœud qui indique le nom de la variable.

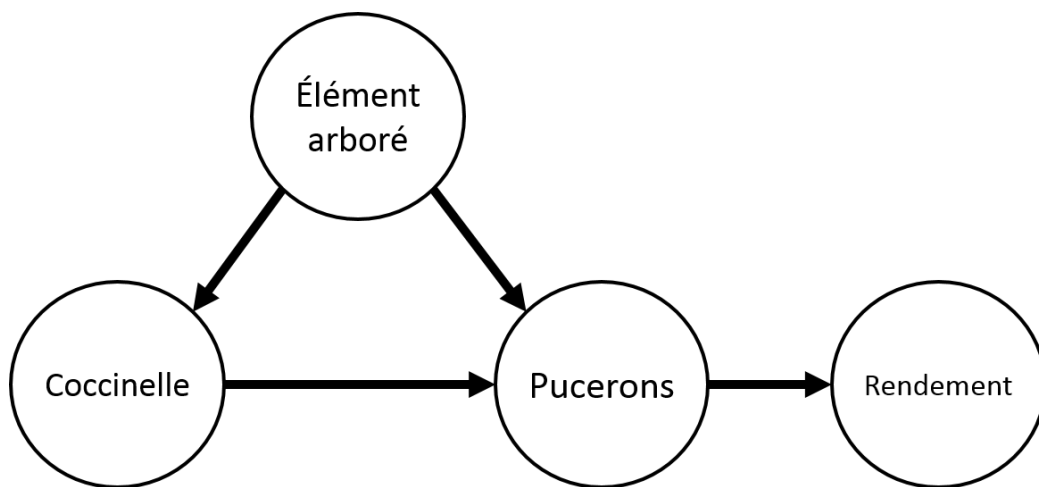


Figure 5 : Exemple simplifié d'un graphe orienté acyclique de variables pouvant former la structure d'un réseau bayésien. L'acyclicité d'un tel réseau ne permet pas, par exemple, de relier également avec un lien causal la variable « Pucerons » vers la variable « Coccinelle ».

Les flèches entre les nœuds indiquent les relations causales et sont visualisées par un lien orienté de cause à effet. Par exemple, dans la figure 17, la variable « pucerons » est dépendante de la variable « Élément arboré ».

2. Chaque variable est définie par plusieurs **états**. La variable « pucerons » peut avoir par exemple deux états : « sous le seuil de nuisibilité » et « au-dessus du seuil de nuisibilité ». Ces états doivent décrire l'entière des états possible pour cette variable dans le réseau considéré.
3. Chaque variable a un **tableau de probabilités conditionnelles**, indiquant toutes les probabilités conditionnelles entre les variables connectées. Par exemple, si on considère que la variable « rendement » a trois états « 0 à 5 tonnes », « 5 à 10 tonnes » et « 10 à 15 tonnes », le tableau de probabilité conditionnel pour cette variable pourrait être comme représenté dans le tableau ci-dessous :

Rendement			
Pucerons	0 à 5 tonnes	5 à 10 tonnes	10 à 15 tonnes
Sous le seuil de nuisibilité	0.1	0.2	0.7
Au-dessus du seuil de nuisibilité	0.2	0.3	0.5

Tableau 1 :

Exemple de tableau de probabilité conditionnel pour la variable « Rendement ».

Le tableau 1 indique, par exemple, que sous la condition que les pucerons sont sous le seuil de nuisibilité, la probabilité que la variable « rendement » soit entre « 5 et 10 tonnes est de 20%.

- Justification de la méthode

La modélisation bayésienne est très utilisée pour modéliser des systèmes mêlant processus sociaux et écologiques (Ropero et al. 2016) mais également afin de modéliser des représentations humaines (Nadkarni et Shenoy 2001). Nous avons couplé ces deux propriétés afin de modéliser des représentations individuelles d'un système socio-écologique. La modélisation Bayésienne ne permet pas de modéliser des boucles de rétroaction ce qui est une limite connue de ce type de modélisation (Landuyt et al. 2013) mais qui peut être au besoin contournée par la réalisation d'un réseau bayésien dynamique (Grzegorzczuk et Husmeier 2009). Ce qui nous a conduit à adopter la modélisation bayésienne est sa capacité à intégrer et représenter l'incertitude. En effet, à chaque variable est attachée une loi de probabilité conditionnée par les probabilités des variables situées en amont dans le réseau (Aguilera et al. 2011). Dans la figure 5 par exemple, la loi de probabilités de la variable « puceron » est conditionnée par les lois de probabilités des variables « élément arboré » et « coccinelle » située en amont dans le réseau. Ces réseaux sont appelés « Bayésiens » parce qu'ils sont basés sur le théorème de probabilité conditionnelle du mathématicien Thomas Bayes. Cette approche de modélisation s'est révélée essentielle afin d'explorer les incertitudes liés à l'hypothèse de GPR au niveau des processus écologiques et sociaux. De plus, la modélisation Bayésienne se prête à la modélisation participative en situation d'incertitude (Voinov et Bousquet 2010, Duespohl et al. 2012) et les données de probabilités conditionnelles pour paramétrer un tel réseau peuvent être définies par les acteurs eux-mêmes (Duespohl et al. 2012, Shaw et al. 2015). L'incertitude classiquement traitée par ces réseaux bayésiens est l'incertitude ontologique des variables décrites (i.e. l'incertitude comme variabilité inhérente aux phénomènes). L'originalité de notre approche réside dans le fait que nous avons pu utiliser les réseaux bayésiens afin d'explorer à la fois l'incertitude ontologique et l'incertitude comprise comme ambiguïté de représentations entre acteurs en réalisant des réseaux bayésiens individuels (voir figure 6).

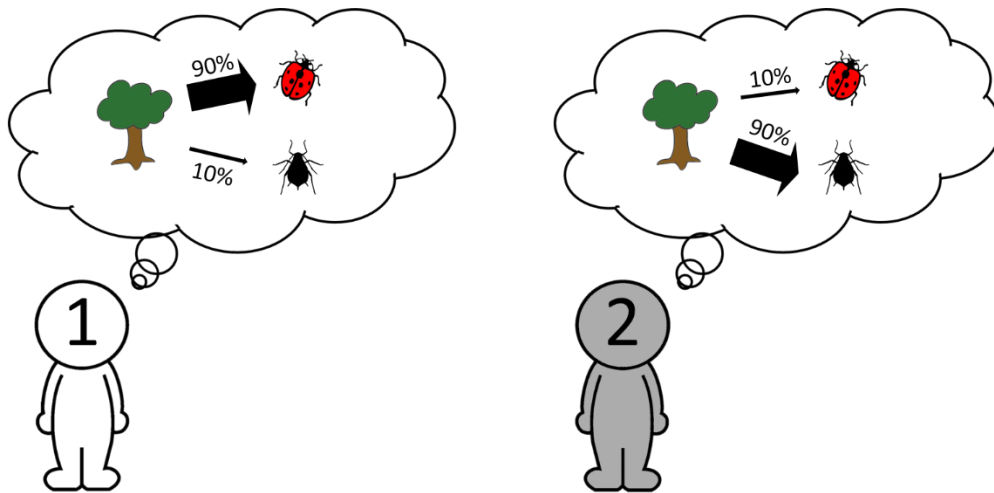


Figure 6 : Les individus 1 et 2 peuvent partager une représentation identique vis-à-vis des liens de causalité entre l'élément arboré ayant des effets à la fois sur les ennemis naturels et les ravageurs. L'établissement de probabilités individuelles attachées à ces liens de causalités permet de caractériser l'incertitude ontologique que se représente chaque individu (la variabilité des phénomènes). Lorsque ces probabilités sont mises à jours pour différents individus elles permettent de les comparer et d'explorer l'ambiguïté existant entre ces deux individus. Ici, les individus 1 et 2 sont en réalité en désaccord important sur l'effet de cet élément arboré sur les insectes en jeu.

Une fois qu'un réseau bayésien est renseigné par son tableau de probabilités conditionnelles, il est possible d'y intégrer de nouvelles informations et d'observer les modifications qui s'opèrent sur le reste des variables du réseau. C'est ce qui permet d'explorer des scénarios à l'aide des réseaux bayésiens (Duespohl et al. 2012). (voir figure 7).

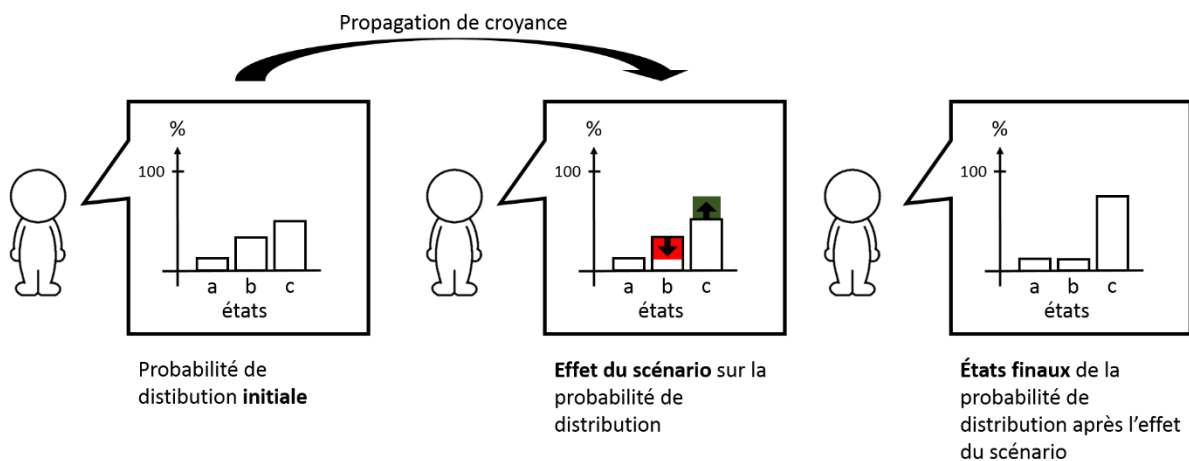


Figure 7 : Exemple simplifié d'effet d'un scénario par « propagation de croyance » (ou inférence Bayésienne) sur la loi de probabilité d'une variable d'un réseau bayésien.

De manière générale, lorsqu'une nouvelle information est intégrée et que le réseau bayésien s'y adapte on parle d'inférence bayésienne. C'est ce mécanisme « d'apprentissage » qui prête au réseau bayésien une proximité forte avec la cognition humaine qui adapte ses représentations à de nouvelles informations via ses perceptions et son raisonnement (Gopnik et al. 2004). Cette capacité à l'inférence des réseaux Bayésiens permet d'explorer la réactivité

des représentations d'acteurs modélisées lorsqu'elles sont soumises à une nouvelle information. La méthode décrite ici, qui connecte réseaux bayésiens et représentation mentales, s'inscrit dans les recherches qui associent l'élicitation de représentations individuelles causales couplée à de la modélisation Bayésienne (Sedki et de Bonneau de Beaufort 2012). Ce champ de recherche est particulièrement prometteur dans l'exploration des représentations étant donné la forte proximité de la cognition humaine avec les formalisations sous forme de réseaux bayésiens (Gopnik et al. 2004).

- Usage de la méthode

Notre utilisation des réseaux bayésiens s'est faite sur la base de la formalisation d'un réseau causal par la méthode ARDI avec un groupe d'acteurs. Ce réseau causal a servi de base à l'élaboration de réseaux bayésiens. En construisant un diagramme consensuel des interactions ARDI dans un groupe d'acteur, nous avons ainsi « forcé » un réseau de variables communes à différents individus afin d'être capable de comparer leurs représentations individuelles en terme de probabilités attachés aux variables (voir figure 8). Nous pouvions notamment soumettre les différents modèles bayésiens individuels à des scénarios similaires pour comparer leurs effets sur les représentations.

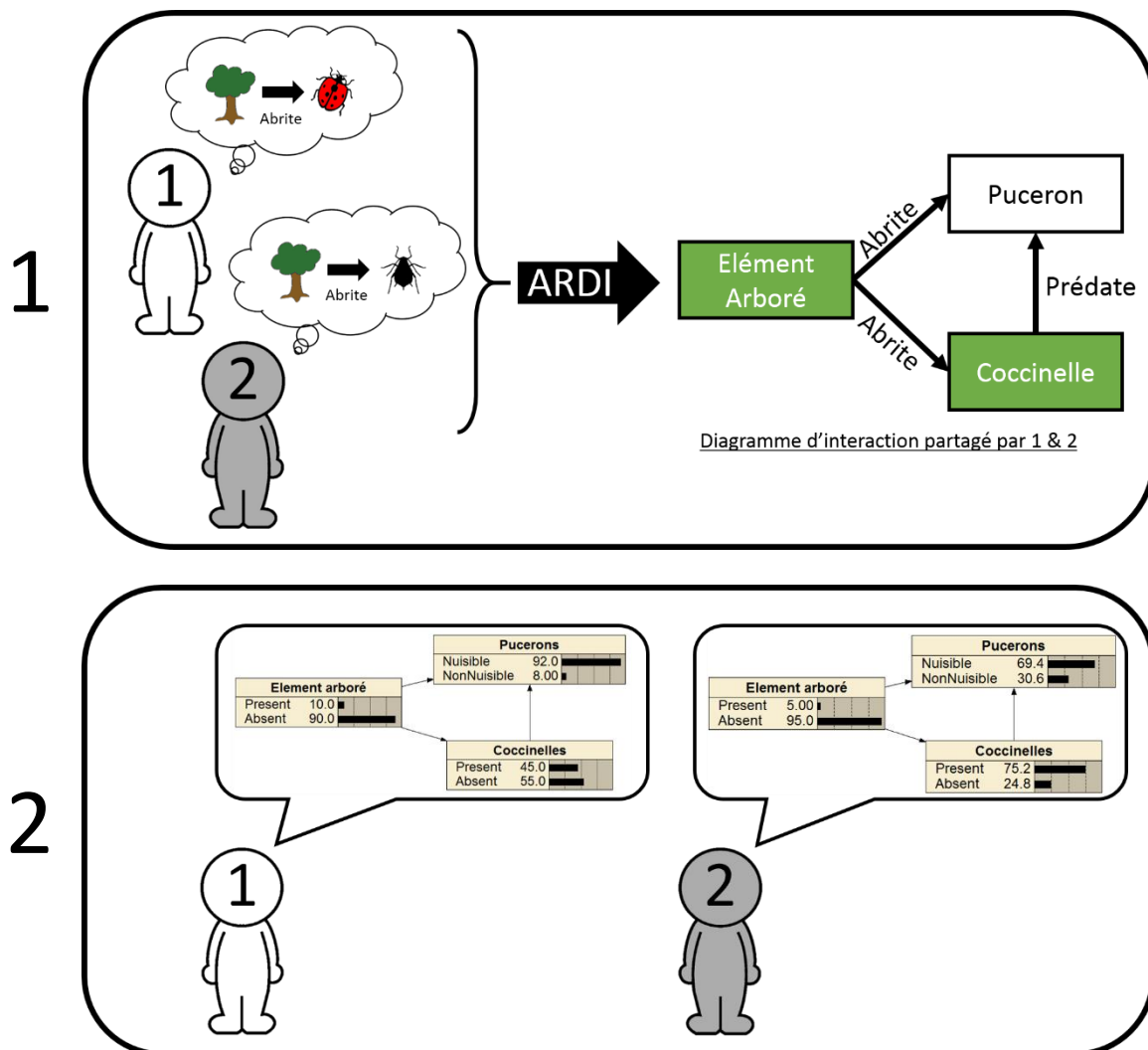


Figure 8 : Dans le premier cartouche, les individus 1 et 2 construisent le diagramme d'interactions sur la base de leurs représentations individuelles. Si à la base chacun perçoit le rôle de l'élément arboré différemment, ils se mettent d'accord pour signifier que les deux effets sont présents dans le diagramme des interactions de la méthode ARDI. Dans le cartouche 2, chaque individu va définir individuellement sa représentation sur les probabilités attachées aux liens causals consensuels identifiés dans le diagramme des interactions ARDI.

Concrètement, nous avons exploré cette démarche avec un groupe d'acteurs autour de la question de la régulation biologique des ravageurs. Nous avons réalisé avec eux quatre étapes successives qui ont consisté à (1) formaliser un diagramme des Interactions ARDI, (2) transformer ce diagramme en graphe orienté acyclique et définir les états des variables, (3) définir le tableau des probabilités conditionnelles, (4) explorer des scénarios. Les deux premières étapes étaient réalisées en atelier collectif, les deux dernières ont été réalisées individuellement lors d'entretiens (voir figure 8).

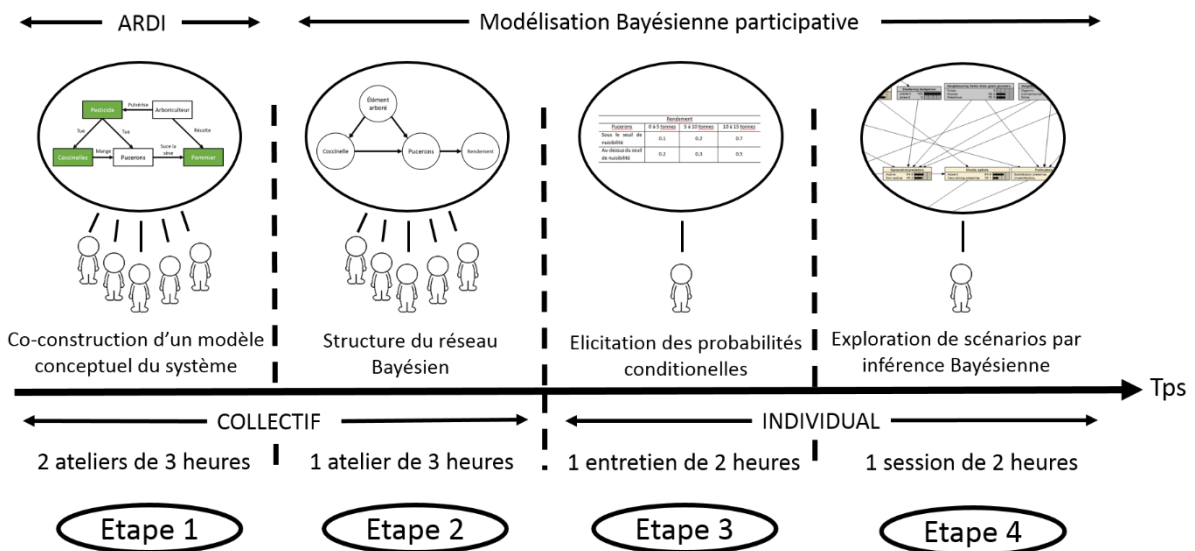


Figure 8 : Principales étapes de la démarche pour l'exploration pour la modélisation des réseaux bayésiens individuelles et l'exploration de scénarios.

En explicitant les représentations des acteurs à ce niveau de détail, notre objectif était d'explorer les ambiguïtés entre acteurs vis-à-vis de l'effet du paysage sur les ennemis naturels ainsi que d'évaluer comment des acteurs différents se représentaient l'impact de divers changements de pratiques agricoles en vue de la régulation biologique des ravageurs. Les résultats de cette démarche sont présentés dans les chapitres 4 et 5.

c) *La modélisation multi-agents utilisée comme outil de synthèse des connaissances et d'éclairage des incertitudes sur la GPR*

- Présentation générale

Le troisième outil de modélisation utilisé lors de cette thèse a été la modélisation informatique selon l'approche des systèmes multi-agents (SMA). Ce type de modélisation se base sur une conceptualisation de l'agent comme une entité individuelle autonome dotée d'un but, de représentations sur son environnement et en interactions avec les objets et les autres agents de cet environnement (Ferber 1995). La conceptualisation de l'individu et de ses représentations telle que nous la mobilisons dans la figure 10 du chapitre 1 découle directement du champ de l'intelligence artificielle et de la théorie des systèmes multi-agents (*ibid.*) (Figure 9).

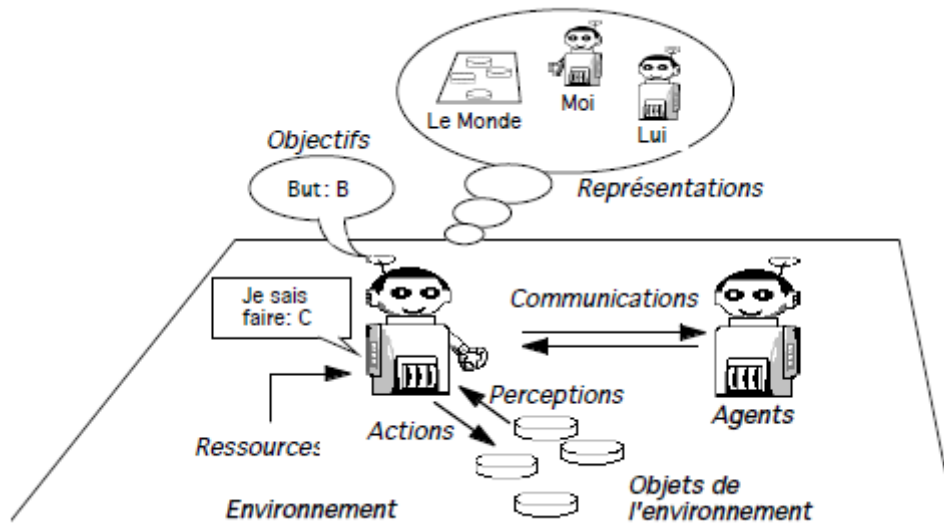


Figure 9 : Représentation imagée d'un agent en interaction avec son environnement et les autres agents (Ferber 1995)

Cette approche SMA est en cohérence avec le paradigme en science sociale de l'individualisme méthodologique (Boudon 1979, Bousquet et Le Page 2004) qui suppose que les phénomènes collectifs comme étant déductibles des individus et des interactions entre eux. Ce type de modélisation, bien qu'il ne se limite pas à ce cas, est particulièrement adapté pour représenter un système spatialisé hétérogène dans lequel de nombreux agents interagissent entre eux et avec les objets de cet environnement spatialisé. Un tel type de modélisation a été utilisé dans de nombreuses disciplines. Pour donner un exemple spécifique proche de cette thèse, il a pu être utilisé pour représenter des processus écologiques, comme la dynamique d'hivernage de prédateurs généralistes en fonction de l'hétérogénéité du paysage (Arrignon 2007). D'autres modèles se sont focalisés sur les dynamiques humaines, comme par exemple l'étude classique du phénomène social de ségrégation spatiale (Schelling 1978). Les systèmes multi-agents sont utilisés comme cadre de modélisation pour des systèmes socio-écologiques autour de la gestion des ressources naturelles communes et sont donc souvent mobilisés dans les processus de modélisation d'accompagnement (Bousquet et Le Page 2004, Janssen et Ostrom 2006, Etienne 2010).

- Justification de la méthode

L'approche de modélisation SMA a été très utilisée dans la modélisation de paysage parce qu'elle permet de connecter processus sociaux (agents humains en interactions) avec des processus écologiques (agents naturels et l'environnement spatialisé) (Review de Matthews et al. 2007). En cela cette approche est particulièrement en cohérence avec notre cadre d'analyse socio-écologique couplant processus écologiques liés au paysage avec des acteurs, notamment agricoles, agissant sur ce paysage et bénéficiant éventuellement de services écosystémiques provenant de ce paysage. L'approche SMA est également particulièrement pertinente dans notre cas du fait de la mention explicite du rôle des représentations portées par les agents dans leurs interactions avec leur environnement.

L'approche SMA permet en particulier de générer des modèles de simulations sous formes de jeux de rôles et/ou informatiques dans le cadre d'une recherche participative sur des systèmes socio-écologiques (Etienne 2010). Dans le cadre de la modélisation d'accompagnement, la co-construction du modèle multi-agents se fait aussi tôt que possible avec les participants. Cela permet de pouvoir y intégrer les connaissances du SSE des participants, et également, de pouvoir obtenir des retours de leur part sur le développement du modèle. Ces échanges entre le/les modélisateurs et les participants favorisent l'apprentissage social à propos du SSE et permet d'améliorer la pertinence du modèle pour les participants (Etienne 2010). Nous avons tenté de réaliser un tel modèle SMA sur la base des connaissances d'un partenaire technique à propos de la GPR dans le cas d'un insecte ravageur.

- Usage de la méthode

Nous avons utilisé l'approche multi-agents en partenariat avec un acteur technique en arboriculture fruitière. En suivant la démarche de modélisation couramment utilisée en modélisation d'accompagnement (Etienne 2010) nous avons suivi trois étapes pour accompagner ce partenaire à : formaliser la question de recherche et réaliser un modèle conceptuel en s'aidant de la méthode ARDI (Etienne et al. 2011), traduire ce modèle conceptuel en diagramme conceptuel UML (Unified Modelling Language) en vue de la programmation informatique, et enfin de réaliser un modèle informatique SMA simulable sous NetLogo. Cette modélisation participative a impliqué huit séances de modélisations d'environ 2 heures chacune avec le partenaire de modélisation (Figure 10).

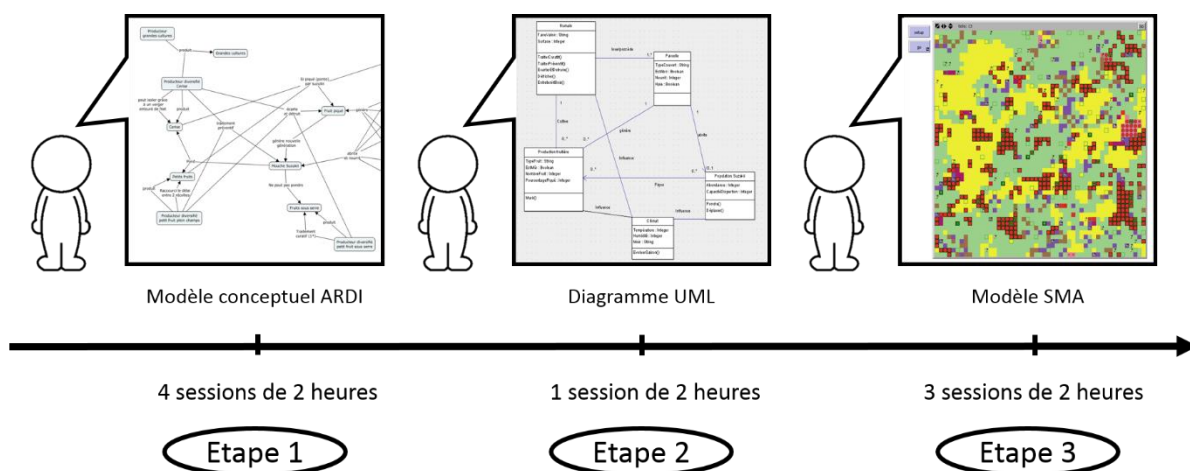


Figure 10 : Principales étapes du processus de modélisation participative vers l'établissement d'un modèle informatique SMA sous NetLogo.

Cette co-construction d'un modèle informatique SMA a permis de synthétiser les représentations du partenaire sur un système socio-écologique vis-à-vis de l'influence du paysage sur un ravageur invasif et des possibilités de GPR. Ce modèle n'a pas eu de finalité prédictive mais a permis de synthétiser des connaissances disponibles au niveau de ce SSE et également d'éclairer des incertitudes clefs à propos des dynamiques en jeu (Epstein 2008).

Afin de réaliser le modèle SMA sous informatique, de nombreux programmes existent pour coder des systèmes multi-agents (Kravari et Bassiliades 2015) et, dans cette thèse, ont été considérés les programmes NetLogo, Cormas, et Gama. Chaque plateforme dispose de ses avantages et de ses inconvénients. Nous avons choisi NetLogo pour la facilité d'apprentissage du codage ainsi que sa forte popularité (*Ibid.*). Ce dernier critère permet de disposer d'une très large communauté d'utilisateurs disposée à répondre aux difficultés de programmation. Il a été utilisé notamment le site Stack Overflow (<http://stackoverflow.com/>), un site populaire de questions-réponses entre programmeurs.

2. La zone d'étude

2.1 Identification d'une zone favorable pour la recherche-action

Comme présenté précédemment, il n'y avait pas à priori de biens communs identifiés ni de collectifs préexistants qui cherchaient à explorer la question de la GPR. Il a donc été nécessaire d'initier une recherche en partenariat en identifiant des partenaires intéressés à l'explorer. L'approche a consisté à tenter de construire des arènes d'actions virtuelles via de la modélisation participative. En effet, l'arène d'action est un espace où les enjeux et les conditions du système de ressources sont au cœur d'interactions entre acteurs du système, c'est le lieu où les acteurs interagissent, échangent, résolvent des problèmes, etc (Ostrom 2005). En nous dotant d'une approche de modélisation participative des systèmes socio-écologiques, nous générons un espace social qui peut s'apparenter à une arène d'action. Ainsi, la modélisation participative permet de générer des interactions entre participants dans une perspective de résolution d'un problème.

Cette thèse se préoccupant de la question de la gestion des ravageurs, nous nous sommes orientés vers des acteurs institutionnels clefs du domaine agricole, la Chambre Régionale d'Agriculture Midi-Pyrénées (CRAMP) puis vers la Chambre d'Agriculture du Tarn-et-Garonne (CA 82), afin d'identifier une zone d'étude la plus pertinente possible à priori pour explorer cette innovation. La zone identifiée est située dans la zone de confluence entre le Tarn et l'Aveyron au nord de la ville de Montauban. Cette zone de terrasses alluviales dispose de sols adaptés à l'arboriculture et d'eau pour l'irrigation. Cette situation a favorisé à partir des années 70 une spécialisation de la zone dans les cultures arboricoles. Les arboriculteurs plantent diverses cultures fruitières mais la culture dominante est actuellement le pommier. Ces cultures fruitières, du fait qu'elles sont permanentes, sont exposées à une pression des ravageurs particulièrement importante. La zone d'étude est apparue comme particulièrement intéressante pour trois raisons :

1. Les cultures arboricoles sont généralement des productions à forte valeur ajoutée qui demandent des investissements très significatifs comparés à des grandes cultures comme le Maïs qui est également courante dans la zone. Les enjeux économiques liés

aux dégâts des ravageurs sont donc importants. Nous avons supposé que ces forts enjeux économiques pouvaient être reliés avec un intérêt particulièrement prononcé des arboriculteurs pour participer à la recherche d'innovations dans ce domaine.

2. Parce que la pression des insectes ravageurs est forte en arboriculture, la connaissance et la mobilisation des ennemis naturels dans les systèmes arboricoles y sont plus élevées que dans d'autres modes de cultures. La préexistence de représentations à propos de l'utilité des ennemis naturels nous est apparue comme une base intéressante sur laquelle éventuellement rajouter une dimension paysagère qui leur serait favorable.
3. Du fait de la forte pression des ravageurs, les cultures arboricoles en France font partie des cultures qui nécessitent le plus grand nombre de traitements chimiques par saison. Ces traitements chimiques, notamment sur les cultures de pommiers, représentent une part importante des charges (Voir figure 11).

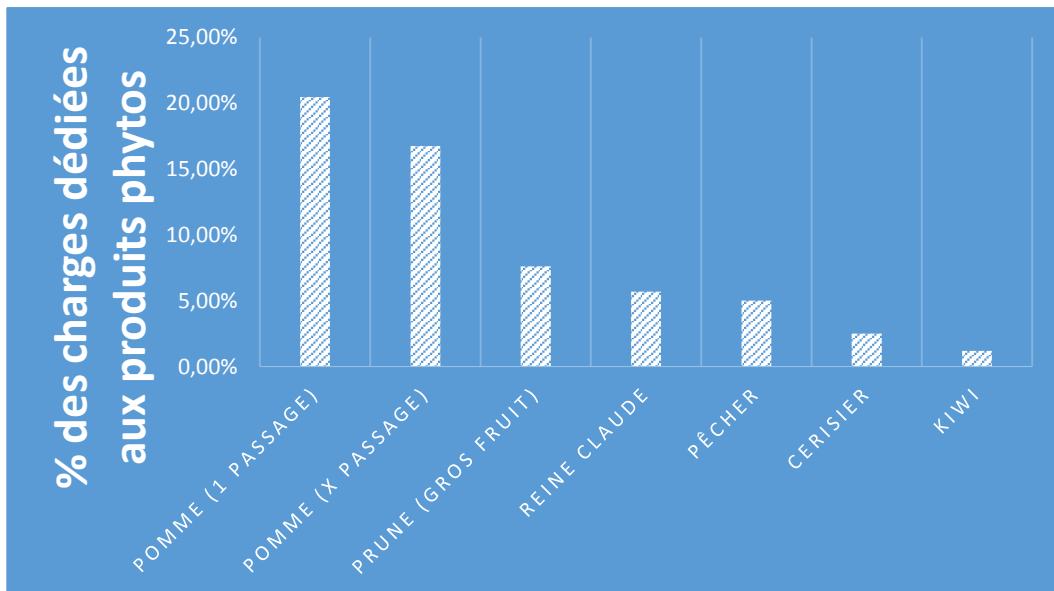


Figure 11 : Pourcentage moyen des charges totales pour différentes cultures arboricoles dédiés à l'achat de produits phytosanitaire pour la saison 2011/2012 dans le Tarn-et-Garonne (Source : compilé d'après les données du Centre d'Economie Rural 82)

En arboriculture, en France, en 2015, on compte en moyenne neuf traitements insecticides sur les pommiers. En Midi-Pyrénées, on compte en moyenne plus de 13 traitements insecticides par saison (Chiffres Agreste). Vis-à-vis des objectifs gouvernementaux de réduction de l'usage des pesticides, la zone d'arboriculture en pommes en Tarn-et-Garonne est donc particulièrement au cœur de cet enjeu.

2.2 Présentation de la zone d'étude

La zone d'étude identifiée en partenariat avec la Chambre d'Agriculture du Tarn-et-Garonne est située dans la zone nord de Montauban ainsi que sur une partie des 6 communes limitrophes (Albias, Lamothe-capdeville, Villemade, Montastruc, Piquecos, L'honor de Cos). Elle couvre environ 100 km². La zone comprend trois zones agricoles principales que l'on peut distinguer : une zone inondable (lit majeur) du Tarn et de l'Aveyron, la 1^{ère} terrasse agricole et les coteaux des serres du Quercy au nord (voir Figure 11).

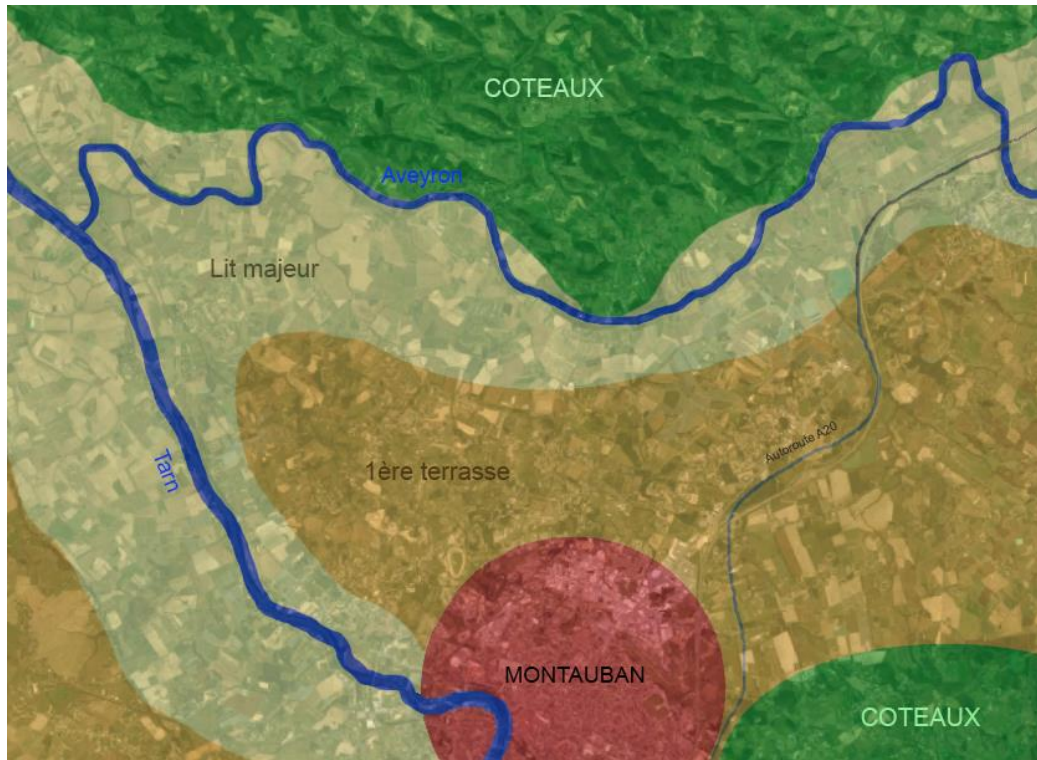


Figure 11 : Représentation schématique de la zone d'étude située dans la zone de confluence entre le Tarn et l'Aveyron. En dehors de la zone strictement urbaine de Montauban (rouge) on distingue ici trois zones différentes, le lit majeur (beige), la 1^{ère} terrasse (Orange) et les zones de coteaux (vert).

La zone de lit majeur dispose de meilleures terres pour l'arboriculture et le maïs irrigué à la fois pour la qualité des sols et pour la disponibilité en eau. Du fait qu'elle est située en zone inondable elle ne subit que peu la pression urbaine Montalbanaise. A contrario, la zone de la 1^{ère} terrasse comprend une zone un peu moins favorable aux cultures, avec des sols souvent plus lourds, grignotés par la croissance urbaine. Enfin, les zones de coteaux sont des zones de déclin agricole et de recrus arborées.

Comme beaucoup de régions qui ont effectué la seconde révolution agricole, cette zone a suivi un processus de concentration parcellaire important dans la seconde moitié du XX siècle (voir figure 12). Or, ce processus de simplification significatif est un facteur favorisant la présence des ravageurs (Rusch et al. 2016). Cette zone de confluence entre le Tarn et l'Aveyron semble toutefois avoir connu des moments de flux et reflux vis-à-vis de sa concentration et de son

morcellement puisque Cancel (1935) fait état d'un morcellement et d'un déclin continu de la grande propriété depuis la moitié du XIX^{ème} siècle jusqu'à la sortie de la première guerre mondiale.



Figure 12 : Concentration parcellaire dans la zone d'étude. L'exemple ci-dessus correspond au village de Falguière. A gauche, la photo aérienne a été prise en 1950 (source : IGN), à droite, la même zone en 2014 (source : Google map). Ce comparatif permet de percevoir d'une manière claire la modification du parcellaire au cours de la seconde moitié du XX siècle. En 1950, les parcelles sont plus petites et allongées afin de permettre le labour à cheval.

La zone a connu diverses spécialisations fruitières qui se sont succédées, autrefois le pêcher et le prunier, aujourd'hui principalement le pommier. La spécialisation actuelle s'explique aisément par la valeur-ajoutée nette la plus élevée des cultures de la zone (voir figure 13). De plus, comparativement à d'autres cultures fruitières comme la prune ou la cerise, la culture des pommiers requiert un besoin en main d'œuvre plus faible et permet un étalement des travaux de récoltes plus long. Le cout de la main d'œuvre est en effet le premier poste de dépenses pour les cultures fruitières dans la zone.

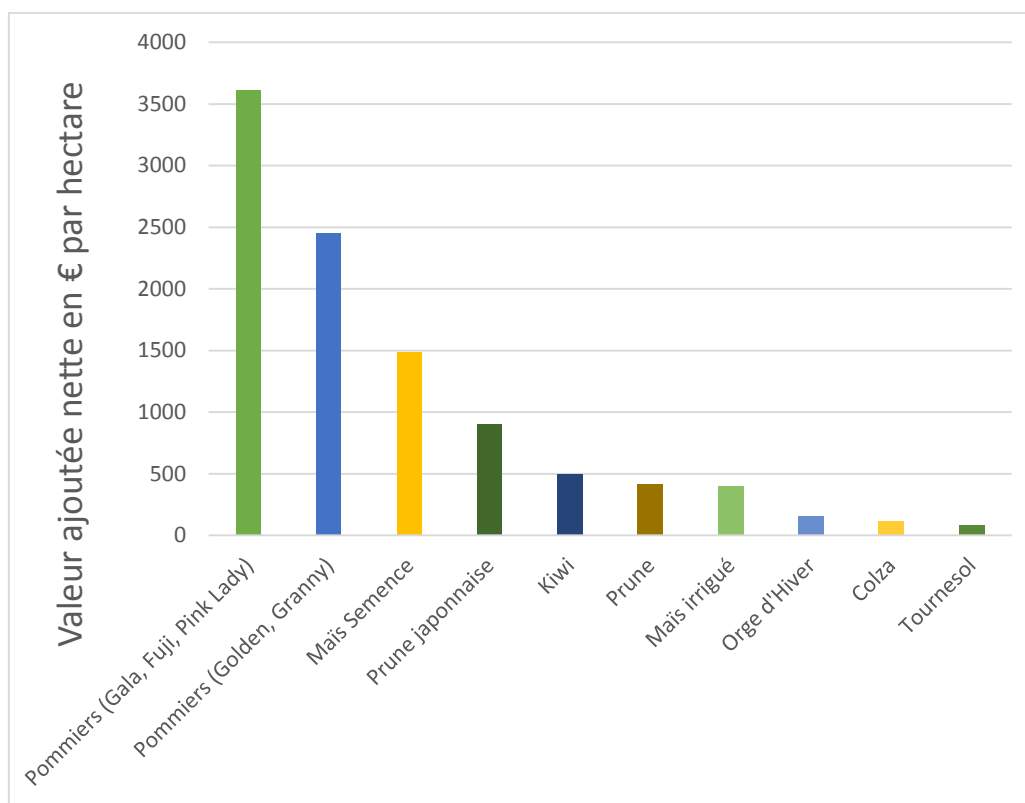


Figure 13 : Valeur ajoutée nette par hectare moyenne des différents types de cultures présentes en Tarn-et-Garonne 2011/2012 (source : compilé d'après des données CER 82)

La filière fruits de la zone est une filière intégrée qui va des arboriculteurs, le plus souvent regroupés dans des Organisations de Producteurs (OP), elles-mêmes affiliées à une coopérative de commercialisation qui prend en charge la mise en marché des productions (Bijman 2015). Dans la zone, c'est la coopérative Blue Whale qui domine la région en disposant d'une situation de quasi-monopole. La coopérative est la première exportatrice de pommes en France. Des techniciens au niveau des OPs et de la coopérative de commercialisation fournissent du conseil technique sur la conduite des vergers de leurs membres. Le conseil technique est également fourni par la chambre d'agriculture du Tarn-et-Garonne (CA 82) ainsi que par le Centre d'Expérimentation Fruits Et Légumes (CEFEL), localisés dans la zone d'étude. Même si le conseil aux arboriculteurs semble pouvoir provenir de plusieurs sources différentes, tous les techniciens mutualisent de manière hebdomadaire les informations dont chacun dispose afin de fournir du conseil. Ce conseil est communiqué via le bulletin de santé végétal édité par la CA 82 et les bulletins des coopératives et des organisations de producteurs. La zone est majoritairement constituée d'arboriculteurs dont la culture de la pomme est la source principale de revenus. En surface toutefois, ce sont les grandes cultures qui dominent, avec la culture du maïs irrigué en tête.

2.3 Acteurs impliqués dans la thèse

Tout d'abord, afin de prendre contact avec les acteurs de cette zone, nous avons obtenu, via la Direction Départementale des Territoires de Tarn-et-Garonne, les contacts de 245 propriétaires agricoles référencés dans la zone (Montauban Nord et six autres communes). Nous avons contacté 110 de ces contacts pour obtenir des entretiens individuels (Chapitre 3). Parmi eux, 24 ont accepté cet entretien, 14 ont refusé et 72 n'ont pas donné suite. La raison majoritaire du refus reste le fait d'agriculteurs à la retraite qui ne se sentaient pas concernés. Chez les arboriculteurs, la faible disponibilité en temps reste un facteur important de refus ou pour ne pas donner suite à la prise de contact. Ces contacts ont été choisis aléatoirement et n'ont pas été réalisés sur le critère du type d'exploitation agricole puisque cette information ne nous était de toute façon pas disponible et, de plus, nous avons considéré que tous les propriétaires agricoles du paysage pouvaient être potentiellement impliqués dans notre recherche. Nous avons également contacté par stratégie « boule de neige » des acteurs institutionnels pour des entretiens individuels comme le lycée agricole de la zone (Capou) ainsi que des conseillers techniques en arboriculture (OPs, la coopérative Blue Whale, le CEFEL). Sur les huit contacts pris dans ces institutions locales, six ont accepté un entretien. Parmi les 24 contacts de propriétaires agricoles se trouvaient 13 arboriculteurs, trois éleveurs, trois exploitants en grandes cultures et deux producteurs maraichers. Trois de ces contacts étaient des propriétaires non agriculteurs (propriétaire ou agriculteur à la retraite). Les 24 acteurs interviewés couvrent une bonne part de la diversité des systèmes de production dans la zone. Il nous a manqué pour couvrir l'essentiel des systèmes de productions de pouvoir interviewer une très grande exploitation arboricole située dans la zone d'étude.

Ensuite, pour les étapes de modélisation participative (Chapitres 4 et 5) nous avons invité sur le site du lycée agricole de Capou les 30 acteurs interviewés à une réunion de présentation des résultats des enquêtes individuelles. Huit ont assisté à cette réunion et 4 d'entre eux ont signifié leur intérêt à participer à la démarche de modélisation participative qui leur a été présentée à cette occasion. On compte dans ces quatre individus un technicien du CEFEL, un arboriculteur conventionnel, un arboriculteur en agriculture biologique et le gérant de l'exploitation agricole du lycée agricole de Capou. Il convient de noter que ce sont principalement des acteurs qui sont impliqués en arboriculture des pommiers qui se sont montrés intéressés pour cette étape ce qui a orienté la modélisation participative vers une réflexion centrée vers ce type de système de production. Bien qu'ils soient tous impliqués dans le secteur de l'arboriculture, ces quatre acteurs couvrent une diversité de perspective de par leur système de production spécifique ou les institutions dans lesquels ils travaillent. A ces quatre acteurs s'est greffé la participation d'une chercheuse du laboratoire Dynafor spécialisée en écologie du paysage afin d'apporter une perspective scientifique.

Enfin, une dernière étape de modélisation participative (Chapitre 6) a été réalisée en partenariat avec le CEFEL et un de ses techniciens qui a également participé aux précédentes étapes et qui s'en est montré spécifiquement intéressé à explorer la question de la GPR à propos d'un insecte ravageur invasif particulier. Sur cette étape de modélisation, par stratégie « boule de neige », nous avons été amenés à contacter la présidente de l'organisation des producteurs

de cerises de Moissac, le SICREM, situé en dehors de la zone d'étude proprement dite, pour la consulter.

3. Références

- Aguilera, P. A., Fernández, A., Fernández, R., Rumí, R., & Salmerón, A. (2011). Bayesian networks in environmental modelling. *Environmental Modelling & Software*, 26(12), 1376–1388. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.06.004>
- Albaladejo, C., & Casabianca, F. (1997). Eléments pour un débat autour des pratiques de recherche-action. *Etude et recherche sur les systèmes agraires et le développement*, (30), 127–149.
- Arnstein, S. (n.d.). A ladder of citizen participation. *American Planning Association*.
- Arrignon, F., Deconchat, M., Sarthou, J.-P., Balent, G., & Monteil, C. (2007). Modelling the overwintering strategy of a beneficial insect in a heterogeneous landscape using a multi-agent system. *Ecological Modelling*, 205(3–4), 423–436. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.03.006>
- Association ComMod. (2013). La modélisation d'accompagnement : fondements et éthique d'une démarche de concertation pour un développement durable. Retrieved from https://collaboratif.cirad.fr/alfresco/s/d/workspace/SpacesStore/38509a15-6a43-42f8-9cf8-7c31370d2cc4/Leteurtre_2013_ComMod.pdf
- Berthet, E. T. A., Barnaud, C., Girard, N., Labatut, J., & Martin, G. (2015). How to foster agroecological innovations? A comparison of participatory design methods. *Journal of Environmental Planning and Management*, 0(0), 1–22. <https://doi.org/10.1080/09640568.2015.1009627>
- Bijman, J. (2015). *Towards new rules for the EU's fruit and vegetables sector* (p. 55). European Parliament.
- Boudon, R. (1979). *La logique du social*. Paris: Hachette. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?cluster=9696462458332969734&hl=en&inst=17124487720810434582&oi=scholar>
- Bousquet, F., & Le Page, C. (2004). Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. *Ecological Modelling*, 176(3–4), 313–332. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.01.011>
- CER FRANCE Tarn et Garonne, Chambre d'Agriculture du Tarn et Garonne, Syndicat de défense AOC Chasselas de Moissac, & Coopérative Unicoque. (2013). *Chiffres repères en arboriculture fruitière*. Retrieved from http://www.agri82.fr/images/stories/2013/economie_2013/chiffresreperes_arboriculturefruitiere.pdf

- Couvet, D., & Teyssède, A. (2013). Sciences participatives et biodiversité : de l'exploration à la transformation des socio-écosystèmes. *Cahiers des Amériques latines*, (72–73), 49–64. <https://doi.org/10.4000/cal.2792>
- Duespohl, M., Frank, S., & Doell, P. (2012). A Review of Bayesian Networks as a Participatory Modeling Approach in Support of Sustainable Environmental Management. *Journal of Sustainable Development*, 5(12). <https://doi.org/10.5539/jsd.v5n12p1>
- Epstein, J. M. (2008). Why model? *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 11(4), 12.
- Etienne, M. (2010). *La modélisation d'accompagnement*. Versailles: Quae.
- Etienne, M., Du Toit, D., & Pollard, S. (2011). ARDI: A Co-construction Method for Participatory Modeling in Natural Resources Management. *Ecology and Society*, 16(1). <https://doi.org/10.5751/ES-03748-160144>
- Ferber, J. (1995). *Les systèmes multi-agents: Vers une intelligence collective*. Paris: Dunod.
- Gopnik, A., Glymour, C., Sobel, D. M., Schulz, L. E., & Kushnir, T. (2004). A Theory of Causal Learning in Children : Causal Maps and Bayes Nets. *Psychological Review*, 111(1).
- Grimm, V., & Railsback, S. F. (2005). *Individual-based Modeling and Ecology: (y First printing edition)*. Princeton: Princeton University Press.
- Grzegorzczak, M., & Husmeier, D. (2009). Non-stationary continuous dynamic Bayesian networks. In *Advances in Neural Information Processing Systems* (pp. 682–690). Retrieved from <http://papers.nips.cc/paper/3687-non-stationary-continuous-dynamic-bayesian-networks>
- Janssen, M., & Ostrom, E. (2006). Empirically Based, Agent-based models. *Ecology and Society*, 11(2). <https://doi.org/10.5751/ES-01861-110237>
- Jodelet, D. (2003). 1. Représentations sociales : un domaine en expansion. In D. Jodelet, *Les représentations sociales* (7th ed., p. 45). Presses Universitaires de France. <https://doi.org/10.3917/puf.jodel.2003.01.0045>
- Jones, N. A., Ross, H., Lynam, T., & Perez, P. (2014). Eliciting Mental Models: a Comparison of Interview Procedures in the Context of Natural Resource Management. *Ecology and Society*, 19(1). <https://doi.org/10.5751/ES-06248-190113>
- Jones, N., Ross, H., Lynam, T., Perez, P., & Leitch, A. (2011). Mental Models: An Interdisciplinary Synthesis of Theory and Methods. *Ecology and Society*, 16(1). <https://doi.org/10.5751/ES-03802-160146>
- Kaufmann, J.-C. (2011). *L'entretien compréhensif - L'enquête et ses méthodes* (3e édition). Paris: Armand Colin.
- Kravari, K., & Bassiliades, N. (2015). A Survey of Agent Platforms. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 18(1), 11.
- Landuyt, D., Broekx, S., D'hondt, R., Engelen, G., Aertsens, J., & Goethals, P. L. M. (2013). A review of Bayesian belief networks in ecosystem service modelling. *Environmental Modelling & Software*, 46, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.03.011>
- Latour, B. (2004). *Politiques de la nature*. Paris: La Découverte.
- Mathevet, R., Etienne, M., Lynam, T., & Calvet, C. (2011). Water Management in the Camargue Biosphere Reserve: Insights from Comparative Mental Models Analysis. *Ecology & Society*, 16(1).

- Matthews, R. B., Gilbert, N. G., Roach, A., Polhill, J. G., & Gotts, N. M. (2007). Agent-based land-use models: a review of applications. *Landscape Ecology*, 22(10), 1447–1459. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9135-1>
- Moscovici, S. (1976). *La Psychanalyse, son image et son public* (Édition : [2e éd. entièrement refondue]). Paris: Presses Universitaires de France - PUF.
- Nadkarni, S., & Shenoy, P. P. (2001). A Bayesian network approach to making inferences in causal maps. *European Journal of Operational Research*, 128(3), 479–498.
- Ostrom, E. (2005). *Understanding institutional diversity*. Princeton, New Jersey, USA: Princeton University Press.
- Ropero, R. F., Rumí, R., & Aguilera, P. A. (2016). Modelling uncertainty in social–natural interactions. *Environmental Modelling & Software*, 75, 362–372. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.07.008>
- Rusch, A., Chaplin-Kramer, R., Gardiner, M. M., Hawro, V., Holland, J., Landis, D., Thies, C., Tschardtke, T., Weisser, W. W., Winquist, C., Woltz, M., Bommarco, R. (2016). Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, 198–204. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039>
- Schelling, T. C. (2006). *Micromotives and Macrobehavior*. W. W. Norton & Company.
- Shaw, E., Kumar, V., Lange, E., & Lerner, D. N. (2016). Exploring the utility of Bayesian Networks for modelling cultural ecosystem services: A canoeing case study. *The Science of the Total Environment*, 540, 71–78. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.027>
- Voinov, A., & Bousquet, F. (2010). Modelling with stakeholders. *Environmental Modelling & Software*, 25(11), 1268–1281. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.007>
- Vuillot, C., Coron, N., Calatayud, F., Sirami, C., Mathevet, R., & Gibon, A. (2016). Ways of farming and ways of thinking: do farmers' mental models of the landscape relate to their land management practices? *Ecology and Society*, 21(1).

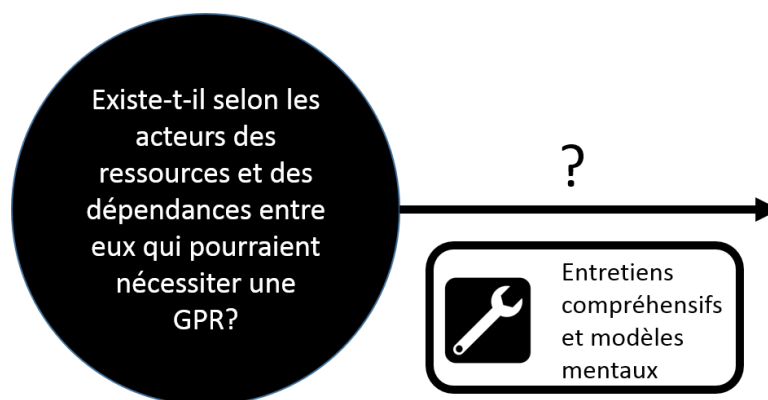
Chapitre 3

Présentation du chapitre 3

Dans ce chapitre nous présentons la première étape de notre démarche de modélisation participative. Cette étape consiste principalement à réaliser un diagnostic des représentations des acteurs locaux (Agriculteurs, conseillers agricoles et propriétaires agricoles) vis-à-vis des éléments impliqués dans l'hypothèse d'une GPR. Par des entretiens individuels et la schématisation de leurs discours sous forme de modèle mental, nous avons cherché à qualifier dans notre zone d'étude les représentations d'acteurs locaux vis-à-vis de potentielles ressources communes d'où ils pourraient tirer un service écosystémique de régulation des ravageurs.

Pour cela, nous nous sommes intéressés en particulier aux représentations des acteurs agricoles dans la relation qu'ils ont avec les processus écologiques liés à la régulation des ravageurs. Dans un premier temps, nous avons cherché en particulier à qualifier la présence dans les représentations des interviewés des mentions d'effets favorables à la régulation biologique provenant des ennemis naturels et du paysage. Dans un deuxième temps, nous avons cherché à déterminer si ces acteurs avaient des représentations de dépendances entre eux via les processus écologiques impliquant les ennemis naturels et le paysage. Enfin, nous avons analysé si ces représentations permettaient d'identifier des biens communs susceptibles d'être mobilisés dans une approche de GPR.

Pour explorer ces deux questionnements nous avons réalisé des entretiens compréhensifs traduits de manière indirecte sous formes de modèles mentaux individuels. C'est de l'analyse de ces modèles mentaux que nous avons réalisé un diagnostic des représentations en présence.



Landscape and biodiversity as new resources for agroecology? Insights from farmers' perspectives¹⁰

Salliou, N., Barnaud, C.

Abstract

Pesticide reduction is a key current challenge. Scientific findings in landscape ecology suggest that complex landscapes favor insect pest biological control by conservation of natural enemies' habitats. A potential agro-ecological innovation is to conserve or engineer such complex landscapes to reduce pesticide use. However, whereas the relevant resources are often well-known in most natural resource management situations, potential resources involved in this innovation (natural enemies and the landscape) are not necessarily considered as resources in the eyes of their potential users. From the perspective that resources are socially constructed, the objective of this paper is to investigate whether or not, and how, these resources are considered as resources by their potential users. To do so, we conducted our research in an area specializing in fruit-tree production in south-west France. This site was selected for its high pest incidence and high use of insecticides on orchards and consequently high stakes involved around any alternative. We conducted 30 comprehensive interviews with stakeholders (farmers and advisors) about their pest control strategy to explore their representation of their landscape and natural enemies. Our results show that natural enemies are considered by local stakeholders as public good resources, especially in the context of public institutions' interventions for their conservation, acclimation, and management. Farmers sometimes consider natural enemies as private goods when they can isolate their crop, enclosing them with nets or some other type of boundary. We also show that the landscape was not considered as a resource for biological pest control by conservation, but rather as a source of pests. In our conclusion, we advocate for more research on the effects of landscapes on natural enemies, including participatory research based on dialogue between farmers, advisors and scientists.

1. Introduction

Farming practices are affecting biodiversity worldwide (McLaughlin and Mineau 1995). In particular, the use of chemicals as biocides has been under scrutiny for their negative impact on biodiversity as well as on human health. In 2009, the European Commission established a directive aimed at achieving "a sustainable use of pesticides." In France, a national plan aims at 50% pesticide-use reduction by 2025 (Potier 2014). In this context, there is a growing interest in research in agro-ecology and biodiversity-based agriculture that favors and makes

¹⁰ Salliou N., Barnaud C. (in press) Landscape and biodiversity as new resources for agroecology? Insights from farmers' perspectives. *Ecology & Society*

use of biodiversity (Duru et al. 2015). Mobilizing natural processes involving natural enemies, i.e. the predators and parasites that reduce insect pest populations, is indeed a promising approach to insecticide-use reduction in agriculture. Among the different existing approaches, biological control by conservation aims at protecting the natural habitats of natural enemies' populations (Simon et al. 2010). Findings in landscape ecology suggest in particular that complex landscapes can enhance biological control by conservation on farms through their positive impacts on insect pests' natural enemies (Bianchi et al. 2006, Rusch et al. 2010, Chaplin-Kramer et al. 2011). Complex landscapes are here understood as agricultural patchy landscapes with high proportions of semi-natural and wooded habitats (Bianchi et al. 2006).

Although such findings open up new possibilities for pest control practices at the landscape level (Cong et al. 2014), little is known about the concrete feasibility of such practices (Tscharntke et al. 2005, Schellhorn et al. 2015). Because agricultural landscapes are the outcome of many individuals' practices, a biological control strategy using complex landscape regulation might require coordination among these individuals. In line with this idea, Stallman (2011) suggested that, among different kinds of ecosystem services, biological pest control was potentially highly suitable for collective management at the landscape level. However, as Cong et al. (2014:54) said, "scant attention has been paid to the question of whether it is in the interest of farmers to manage habitats at the landscape scale for generating ecosystem services." Our objective is to fill this gap, i.e. to reach a better understanding of stakeholders' views about managing habitats to achieve biological pest control. We want in particular to see whether or not, and in which conditions, from a stakeholder perspective, collective action could be an option for pest regulation at the landscape scale.

To address these questions, we used a theoretical framework combining Elinor Ostrom's framework on collective action with a constructivist perspective on resources. Ostrom studied collective action and self-organization among resource users in complex socio-ecological systems (SES) (Ostrom 2009) as an alternative to top-down natural resource management (Holling and Meffe 1996). However, in Ostrom's work, the resource elements (water, forest, fisheries) were spontaneously considered as resources by their users. Indeed, she studied SES where such resources were well established and key to users' survival (Ostrom 1990). In our case, elements such as "insects' natural enemies" or "landscape" are only potential resources, and it is not known whether potential users consider them as resources. Such uncertainties are quite common in the field of agro-ecological design innovation where resources and users are often not pre-defined (Berthet 2013). This is why we suggest adding to Ostrom's framework a constructivist perspective on resource qualification. By constructivism, we mean that people use their experience to make meaning out of the world around them (Piaget 1967). They build their own "mental model", defined as "personal, internal representations of reality that people use to interact with the world around them" (Jones et al. 2011). The construction of these representations is influenced by individuals' personal history and their interactions with their social and physical environment. In this regard, whether or not

something is considered as a resource by an individual is the result of a social construction. At the cognitive level, the concept of resource is seen as a relational concept (Kébir 2006): an individual perceives an object in his environment as a resource when his mental model integrates interactions with this object and relates it to a benefit. This constructivist approach is significantly different from a naturalistic view on resources, which describes them as objective elements of reality (Kebir 2006, Labatut 2009). Within the diversity of SES approaches (Binder et al. 2013), this constructivist approach offers an original addition to existing SES frameworks. It enlarges this framework to include resources that might not yet exist in people’s eyes, or are in the process of doing so.

Furthermore, Ostrom’s framework distinguishes different types of resources in terms of their subtractability - a resource is subtractable if, when someone uses this resource, there is less for someone else - and their excludability - a resource is excludable if someone can easily prevent someone else from using it (Ostrom 2009). Her work stresses that different types of resources imply different kinds of management strategies.

The objective of this paper is to analyze local stakeholders’ perspectives on the potential of innovative pest management strategies based on collective action at the landscape level. In a first section, we present our case study and methodology: semi-directed interviews and mental models’ elicitation in an apple-tree production area in south-western France. In the results section, we analyze how stakeholders integrate their environment in their actual pest management strategy, whether or not they consider insects’ natural enemies and the landscape as resources for pest management, and what the characteristics (subtractability and excludability) of such resources would be (see Fig. 1). Finally, we discuss the scope and limitations of this research.

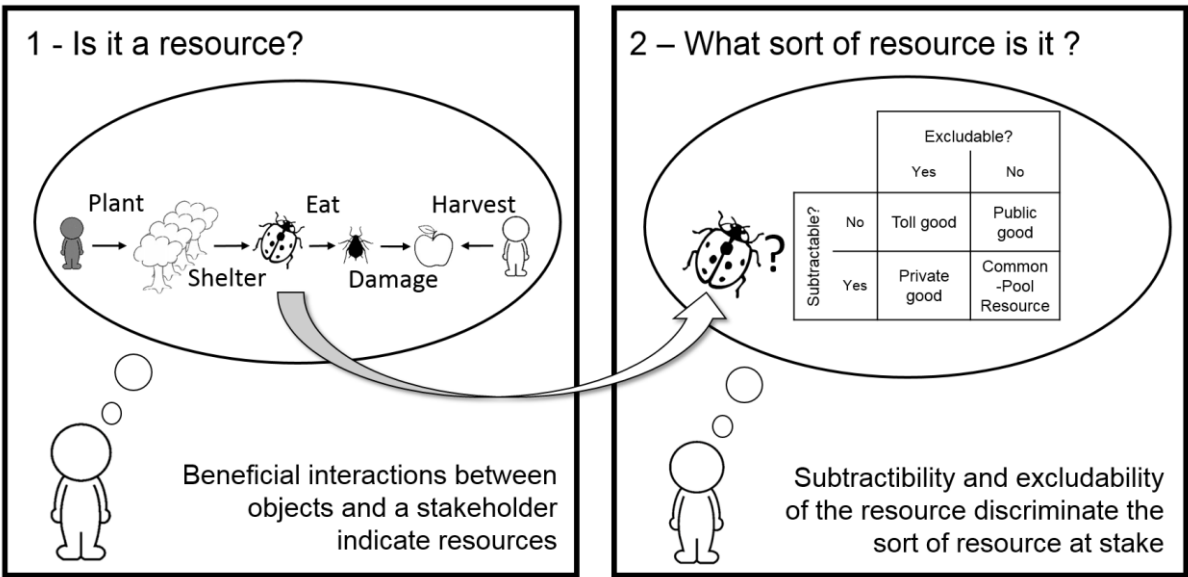


Fig. 1: Our two step theoretical approach to explore the social construction of a resource. (1) In this example, the hedgerow and natural enemies are resources because they are perceived as bringing a

pest-regulating benefit. (2) From interviewee perception and speech, we analyze excludability and subtractibility of resources as these factors orientate toward management possibilities

2. Method: comprehensive interviews and mental models

The study area, located in south-west France close to the Tarn and Aveyron rivers, is dominated by orchards (mainly apples) and cereal production. This area was particularly interesting for our investigation because fruit-tree production is a capital-intensive crop. As pest damage can have dramatic economic impacts, many farmers tend to rely on heavy chemical spraying. This area was also chosen on the basis of several local stakeholders showing their interest in innovations relating to biological control.

We conducted 30 individual interviews with 13 fruit growers, three livestock breeders, three cereal growers, two market gardeners, six advisors, and three landowners (mostly retired farmers). Farmers were selected to cover the diversity of production systems in the area. Each interview followed a comprehensive interview approach, a semi-directed and open-ended form of interview that lets interviewees freely express their views (Kaufmann 2011). This method fitted our approach, which aimed to explore how interviewees organize their pest management strategy in their mind. Each interview consisted of three steps: (i) a general description of the interviewee's actual and past activities, (ii) a description of his strategy regarding pest management, (iii) his representation of landscape elements and natural enemies in his pest management strategy – if this was not spontaneously mentioned in the interview.

We followed this procedure for all stakeholders even though landowners tended to have a very limited strategy toward pests as their income was not derived mainly from farming. A Google map was provided to help the interviewees discuss the influence of their environment.

Several methods for eliciting people's mental models have been developed in the field of natural resource management. Mental models are increasingly used in natural resource management where there is a growing need to take into account a plurality of values and goals linked to a given resource (Jones et al. 2011). Mental models are recognized for their relevance in gaining insight into the cognitive structures that frame people's interactions with complex and dynamic environments and in exploring how these structures may differ between individuals (Jones et al. 2014). We chose to use mental models because we wanted to explore whether local stakeholders' representations indicated key interactions associating natural enemies or the landscape with some benefit. From the diversity of approaches, we chose an indirect elicitation method (Jones et al. 2011). This means that we recorded each individual interview and translated it into a conceptual map representing the interviewee's mental model of pest management. Concretely, we used the Cmap software to design the conceptual

model (Novak and Cañas 2008) and followed the ARDI (Actors, Resources, Dynamics, Interactions) ontology that represents socio-ecological systems by focusing on the actors in the system, the resources they use, the dynamics of these resources, and the interactions among all these elements (Etienne et al. 2011). An example is provided in Fig. 2.

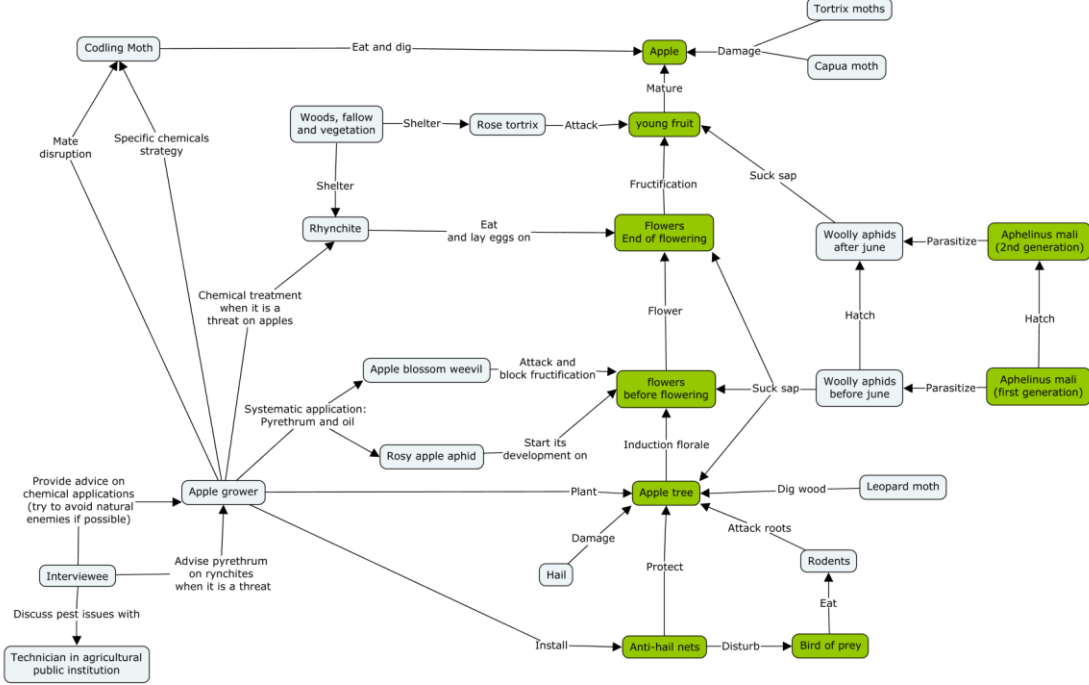


Fig. 2: Example of a mental model for an advisor in fruit production using the ARDI ontology (Agents are in light blue, Resources in green, arrows with text indicate the nature and orientation of the interaction between elements of the mental model).

Following our two-step theoretical framework for resource construction (Fig 1.), we analyzed each interview in two steps:

- (1) During mental model elicitation, we considered a given object as a resource when there was an interaction corresponding to a benefit relation with this object. As an example, in Fig. 2, regarding the interaction stating that “*Aphelinus mali*” parasitizes “woolly aphids”, *Aphelinus mali* is considered as a resource because it brings a benefit by reducing a pest on apples. These graphs allowed us to evaluate the importance of landscape and insects’ natural enemies as resources quantitatively (how many times they were mentioned) and qualitatively (how they were mentioned).
- (2) The qualitative analysis of the interview recordings allowed us to further understand how and why landscape elements and natural enemies were considered as resources (i.e. how these resources were socially constructed) and what kind of resources they would be in terms of subtractability and excludability.

3. Results

The results are presented in two steps: first how natural enemies were considered as resources and then how the landscape was considered.

3.1 Natural enemies as resources

Of the 30 interviewees, 20 mentioned insects' natural enemies in their pest management strategies. Table 1 provides a list of the natural enemies mentioned, the pests on which they have an effect, and the socio-ecological interactions with which they are associated in the interviewees' mental models. Twelve different natural enemies were mentioned, and three of them cover more than half of all instances: *Aphelinus mali*, which parasitizes sap-sucking woolly aphids; ladybugs, which eat aphids; and predatory mites, which eat European red mites. Whereas the majority of advisors' mental models contain three to five instances of different natural enemies interacting with pests, farmers' mental models contain between zero and three instances. Of the 43 instances of natural enemies in all interviews, more than half (24) came from advisors.

Natural enemy mentioned by interviewees <i>Species</i> or family and/or (common name)	Mentioned effect on pest by interviewees	Instances in interviews (Stakeholders mentioning it)	Socio-ecological interactions involved
<i>Aphelinus Mali</i>	Parasitizing <i>Eriosoma lanigerum</i> (Woolly aphids)	10 (7 farmers, 3 advisors)	Acclimated natural enemy Renewed care after pesticide ban
Coccinellidae (Ladybug)	Preying on aphids	10 (7 farmers, 3 advisors)	Anti-insects nets may interfere with them, used as a marketing argument in direct sales
Phytoseiidae (predatory mites)	Preying on <i>Panonychus ulmi</i> (European red mite)	7 (4 farmers and 3 advisors)	Efficient regulation after IPM development
Syrphidae (hoverfly)	Parasitizing aphids	3 (2 advisors, 1 farmer)	Simple mention of a regulation benefit
<i>Neodryinus typhlocybae</i>	Parasitizing and preying on <i>Metcalfa pruinosa</i> (citrus flatid planthopper)	3 (2 advisors, 1 farmer)	Acclimated natural enemy
Chrysopidae (Lacewing)	Preying on aphids	2 (1 advisor, 1 farmer)	Anti-insects nets may interfere with them
<i>Trichogramma ostrinae</i>	Parasitizing eggs of <i>Ostrinia nubilalis</i> (European Corn borer)	2 (2 farmers)	Sold for biological control by augmentation
<i>Asobara japonica</i>	Parasitizing <i>Drosophila suzukii</i>	1 (1 advisor)	Acclimation project studied by researchers
<i>Aphidoletes aphidimyza</i> (Aphid midge)	Preying on aphids	1 (1 farmer)	Simple mention of a regulation benefit
<i>Rhagozycha fulva</i> (Common red soldier beetle)	Preying on aphids	1 (1 farmer)	Simple mention of a regulation benefit
(Pear aphids)	Niche competition with <i>Cacopsylla pyri</i> (European pear sucker)	1 (1 farmer)	Simple mention of a regulation benefit
Anthocoridae	Preying on Psyllidae	1 (1 farmer)	Simple mention of a regulation benefit
<i>Forficula auricularia</i> (Earwig)	Preying on aphids	1 (1 advisor)	Anti-insects nets may interfere with them

Table 1: Synthesis of natural enemies mentioned during individual interviews as resources involved in pest control

In the following sections, we analyze how and why these natural enemies are considered as resources by the interviewees, i.e. how these resources have been socially constructed. Among the 12 different natural enemies mentioned, we identified six different processes of social construction, detailed below.

Integrated pest management through public policies promoted natural enemies as a key resource

Seven mental models mentioned predatory mites as a natural enemy (Table 1). Three stakeholders indicated that this natural enemy was developed through public policies promoting integrated pest management (IPM) practices in the 1980s and 1990s:

“The evolution happened in the years 1985–90, we adopted IPM. Today, red spiders [local name for European red mite] are not a problem anymore because we developed natural enemies.” (Landowner)

No interviewee indicated any farmer involvement in this process of IPM development. This social construction is seen as a top-down process organized by public institutions and targeting advisors. In this regard, fruit-tree advisors had the highest quantity of natural enemies in their mental model. Furthermore, the mental models of 13 out of the 21 interviewed farmers showed interactions with their advisors for their pest management. This illustrates a strong trend toward advisors holding specialized knowledge about natural enemies.

Empirical experiences revealing natural enemies

In parallel with IPM development, two fruit growers mentioned that they discovered and integrated natural enemies as a result of their field observation and experience. These fruit growers, who were active in 1991, mentioned an early frost that obliterated any hopes of an apple harvest. Consequently, they applied a minimal chemical treatment strategy. Even without treatment, they observed no European red mite damage on apple leaves. This event convinced these farmers about predatory mites' efficiency:

“You realized that there were no more spiders because they had been preyed on by predatory mites. So it's from there that it started to change.” (Fruit grower)

The change was that they let predatory mites regulate red acaris, whereas chemical applications were previously almost systematic. Nowadays, this predatory mite resource is so obvious for controlling European red mites that many farmers mention it as an element of the past without mentioning it in their actual pest management strategy. When they recounted this experience, the interviewees made no mention of public IPM policies even though they were happening at the same time. They might have been influenced by these IPM policies, but it was nevertheless their own observations and experience that mattered for the social construction of this resource.

Natural enemies as resources in reaction to chemical product ban

Ten of the 30 mental models contain *Aphelinus mali*, a natural enemy parasitizing woolly aphids (Table 1). Woolly aphids were apparently not a problem for most fruit growers until the Vamidothion pesticide was banned by public authorities in 2003:

“It has become difficult against woolly aphids because KILVAL [Vamidothion] was prohibited, something external that until 2003 we did not think much about.” (Advisor)

Five interviewees mentioned that local agricultural public institutions, fruit selling companies, and a local experimental center financed by fruit growers monitored *Aphelinus mali* in fields and experimental plots in the region. As remaining chemical treatments were insufficient to fully control woolly aphids, the alternative was to rely more on *Aphelinus mali*'s parasitism.

Natural enemies as resources against invasive pest pressure

In our study area, eight interviewees involved in fruit-tree production mentioned the invasive pest *Metcalfa pruinosa* – an invasive pest from North America that started to proliferate from the 1990s in southern Europe – and three of them mentioned *Neodryinus typhlocibae* as a natural enemy: one fruit grower and two advisors (Table 1). They explained how advisors from the local agricultural public institutions worked in collaboration with public researchers to take charge of the acclimation of this new natural enemy. Invasive pests may indeed be controlled thanks to the acclimation of new natural enemies when local natural enemies are absent or not efficient enough. However, of the six farmers who mentioned *Metcalfa pruinosa*, five of them did not mention this natural enemy. This acclimation process remained a process managed by public institutions without farmers' involvement.

Natural enemies for biological control by augmentation

Three farmers mentioned the use of natural enemies by augmentation (Table 2), i.e. the practice of releasing extra natural enemies on a farm to boost their population (van Lenteren 2000). A market gardener explained that he bought natural enemies from a local company and released them in his greenhouses. According to the interviewees, a certain degree of crop isolation was required to ensure the efficiency of the release. In our example, the greenhouse covering created a boundary that prevented dilution of the natural enemies into the surroundings.

Natural enemies as a symbolic resource in communication with buyers

Some interviewees mentioned a very different kind of benefit that they derived from natural enemies, that is, their symbolic representation of environmentally friendly agriculture (Table 2). Two small-scale fruit growers selling their fruits directly to consumers at open-air markets explained the use of natural enemies as a symbol of their care for the environment:

“On my peaches and apples I have lacewing eggs (...) and it is common I have them. In the open-air market they ask me: ‘what is that?’ – ‘well these are natural enemies, you shall not kill them. There are some chemical treatments that I don't use anymore because they used to kill them all’.” (Fruit grower)

Fruit growers supplying longer supply chains did not mention such considerations, as they had no direct connection with their consumers.

Qualifying resources by their subtractability and excludability

Through our analysis of mental models and speech, we identified six paths through which natural enemies were conceived as resources. According to us, five of these paths indicate that these resources are public goods in terms of their subtractability and excludability. Indeed, stakeholders did not mention any competition in their use or risk of scarcity (non subtractability), nor action toward limiting their access to other potential beneficiaries (non excludability). The situation is substantially different, however, when natural enemies have to be bought and released for biological control by augmentation. This case revealed a situation where natural enemies were a private good. When farmers released natural enemies they explicitly tried to limit their neighbors' access by creating some kind of boundary (excludability). Furthermore, they mentioned a dilution risk, indicating the scarcity of natural enemies, and a potential loss if natural enemies visited their neighbor's crops instead of theirs (subtractability). These social construction processes are identified and their qualifications are summarized in Table 2.

Type of resource	Social construction of the resource	Type of stakeholder for who it is a resource	Interviewees mentioning this social construction process	Type of good
Natural enemy against invasive pests	Study by research institutions Acclimation by public institutions	Researchers Advisors	3 advisors and 1 farmer	Public
Natural enemy as a tool within IPM program	Public policy for IPM development	Administration Advisors	1 advisor, 1 landowner	Public
Natural enemy as secondary solution to pesticide bans	Pesticide ban by public authorities Monitoring by technicians	Advisors Fruit tree growers	2 advisors, 1 farmer	Public
Natural enemy as a symbolic resource	Marketing argument	Fruit tree growers involved in direct sales	2 farmers	Public
Natural enemy for biological control by augmentation	Companies selling natural enemies Companies imposing natural enemies in production contracts	Farmers Grain companies Natural enemies' sellers	3 farmers	Private
Ecosystem and its global ability to regulate pests	Philosophical relationship to nature and ecosystems	Farmers	2 farmers	Public
Pest isolation of a crop	Installing a boundary limiting insects' access to a crop (net, greenhouse)	Farmers	1 farmer, 1 landowner	Private

Table 2: Overview of social construction of resources identified

3.2. Landscape as a resource in pest management?

As mentioned earlier, findings in landscape ecology suggest that complex landscapes can enhance the presence of natural enemies and therefore favor biological control by conservation (Thies and Tschardtke 1999). In this section, we analyze whether or not the landscape was considered as a resource by the interviewees.

Landscape is mainly regarded as a threat regarding pests

Except for one farmer mentioning an on-farm hedgerow sheltering natural enemies, landscape elements were not mentioned by interviewees as having a beneficial influence on natural enemies. Almost half the interviewees (14) even mentioned a negative effect of landscape elements that stimulate diverse pests (see Table 3).

Landscape mentioned	Effect on insect populations mentioned	Effect on crops mentioned	Instances in interviews	Effect on pest risk mentioned
Uncultivated land and hedgerows, especially with nettles and blackberries, kiwi trees	Favor <i>Metcalfa pruinosa</i>	Honeydew production favors fungus damage on fruits	4 (2 farmers, 2 advisors)	Low
Woods	Favor <i>Rynchites</i>	Sting fruits	3 (3 advisors)	Low
Hedgerows, woods and fallows	Favor <i>Drosophila suzukii</i>	Sting and lay eggs in diverse fruits (cherries, strawberries, raspberries)	2 (1 farmer, 1 advisor)	High
Walnuts	Favor codling moths	Eat and dig apples	2 (1 farmer, 1 advisor)	Low
Absence of orchards around an orchard	Limits general insect pest pressure in the orchard	Fewer attacks on orchards	2 (2 farmers)	Positive
Peach orchards	Source of <i>Grapholita molesta</i> for neighboring apple orchards	Attack peaches and apples	2 (2 farmers)	Low
Uncultivated land	Favors rose tortrix (<i>archips rosana</i>)	Attacks young fruits	1 (1 advisor)	Low
Acacia hedgerow	Favors <i>Scaphoideus titanus</i> (American grapevine leafhopper)	Attacks grapes	1 (1 farmer)	Low
Dead tree	Shelters <i>Xyléborus dispar</i>	Attacks weak orchards trunks	1 (1 farmer)	Low
Cornfield	Source of Corn borer attacks on low apple tree branches	Attacks apples on low branches	1 (1 farmer)	Low
Poplars and willow	Favor <i>Zeuzera pyrina</i>	Dig young trees trunks	1 (1 advisor)	Low
Forest	Favors <i>Anthonomus pomorum</i> (apple weevil)	Eat and lay eggs in apple flower buds	1 (1 farmer)	Low
<i>Malus</i> in hedgerows	Source of woolly aphids	Suck apple sap, honeydew production favors fungus damage on fruits	1 (1 advisor)	Low
Wheat field	Flows of ladybugs in July after harvest	No particular effect noted	1 (1 farmer)	Neutral
Meadow	Shelters ladybugs	No particular effect noted	1 (1 farmer)	Neutral
Hedgerows without rosacea	Shelter, feed, and provide egg-laying sites for generalist predators	Eat aphids sucking apple tree sap	1 (1 farmer)	Positive

Table 3: Synthesis of landscape elements mentioned during individual interviews and their effect on insect populations

Among these interviewees, the four advisors mentioned 10 instances and the 10 farmers mentioned 15 instances. Serious damage to cherry trees was reported in the case of *Drosophila suzukii* (fruit flies). This means that these stakeholders perceived off-farm effects of the landscape, but mainly negative ones. Moreover, two advisors who visited farms with a diverse proportion of semi-natural habitats mentioned no difference among these farms in pest pressure or natural enemy presence. Finally, advisors often expressed their disappointment regarding past experiences of planting hedgerows to stimulate natural enemies:

“It was very fashionable in the 1990s to establish hedgerows (...) there was a great push for integrated pest management and hedgerows to shelter a wide variety of things (...) everybody, including myself, thought the method had great potential to increase natural enemy populations, and many hedgerows were planted but many were not effective, there are even some places where hedgerows have been removed. What seems straightforward in the literature does not necessarily materialize in reality.” (Advisor)

Even though the landscape was described as mostly enhancing pests, two fruit growers mentioned that a farm with neighboring fields that do not produce the same crop can be beneficial. As this interviewee put it:

“Fifteen to 20 years ago there were 110 hectares of orchards around here; whereas now the area is much reduced... for a very, very long time I was under very, very strong pressure from pest insects.” (Fruit grower)

In this regard, isolation of one’s farm from neighboring fields producing the same crop can be a benefit because of reduced pest pressure. However, no growers mentioned actively seeking such a situation.

Isolation from pest-enhancing landscape stimulates an enclosure process

The practice of anti-insect nets to completely surround an orchard was on the rise in the area because it opened up the possibility for farmers to isolate their plots from external negative influence:

“More and more new plantations, and even old ones, are covered with anti-insect nets (...) I think this trend of using protection nets against insects will continue.” (Landowner)

This practice creates a new resource: an air space surrounding the crop, limiting pest inflows. This enclosure of orchards with nets opens up new biological control strategies. This practice could limit the dilution effect of natural enemy releases. As one farmer stated:

“For this fly [*Drosophila suzukii*], I don’t know any predators. If there were any, I would release them inside my nets. In this situation, I would be confident of my strategy.” (Market gardener)

This use of nets favors a strategy oriented toward a privatization of the environment surrounding the crop, which can be complemented by an economic sector selling natural enemies.

The holistic perspective on pest control: a global ability of ecosystems

Two interviewees had a holistic perspective on biological pest control. By “holism” we mean that, for pest control, they rely more on the ecosystem as a whole than on specific parts of it. This holism is at the same time a philosophical stance toward an eco-centric view of nature, where all parts constituting this whole are in equilibrium and human disturbance should consequently be limited. For example, one farmer stated:

“We’re not alone on Earth (...) animals have a right to live and I think that if birds (...) and other organisms in the ecosystem that prey on leafhoppers were removed, we would be reliant on a lot more agro-chemical use.” (Farmer)

These individuals had ambivalent components in their mental model, indicating both a benefit and a cost. On this matter, the same farmer said:

“Falcons eat my chicks but also eat field mice and snakes... it’s the chain of life.” (Farmer)

Accepting such ambivalence was not common among conventional farmers and advisors, who generally were more reluctant to rely on ecosystem services and related trade-offs:

“Natural processes can be random and I don’t like being reliant on a parasitic wasp (e.g. *Aphelinus mali*) to control aphids. One day, these wasps will prevent me from spraying against acarids and this will cost me money.” (Advisor)

Tolerance of ecological uncertainty and potential economic risk seems to be a key factor regarding ecosystem integration within farms.

4. Discussion

This study combined semi-directed interviews and mental models to analyze stakeholders’ representations of natural enemies and the landscape as resources for biological control. In this section, we first return to the relevance of our methodological approach, in particular the use of mental models. Secondly, we discuss some unexpected results: the emergence of marketing and privatization strategies in the field of biological control. Finally, in a speculation section, we discuss the implications of our findings for potential agro-ecological innovation consisting of managing the landscape collectively to reduce pest pressure.

To what extent can mental models be used to study socio-ecological systems?

Our method for studying the social construction of resources involved two steps for each interviewee: a semi-directed comprehensive interview followed by an indirect and graphical elicitation of the interviewee’s speech in a mental model (Jones et al. 2011). This method proved useful, as graphical elicitation provided an overview of all mentioned interactions and

facilitated their qualification and quantification (Tables 1 and 3). We were consequently able to identify in detail the diversity of resources constructed by the interviewees. We revealed in particular the interviewees' diverse views about how and why natural enemies may be resources. We were also able to identify some "missing" interactions in mental models, i.e. when interactions we had expected to show up in some mental models were not present, like the interaction between the landscape and natural enemies. However, the reach of our conclusions remains limited by the sample size of interviewees. A larger panel of interviewees, including in particular local public authorities, would have potentially enhanced the scope of our conclusions. Moreover, our qualitative approach focusing on mental models was not efficient to study stakeholder's representations of land-use patterns, such as landscape composition and configuration, which are nevertheless essential in pest control management. It would be interesting to combine our approach with complementary spatially explicit methods, such as agent-based modelling (Cong et al. 2016).

Regarding mental model elicitation methodologies, there are debates among scholars on the efficiency of using indirect elicitation of interviewees' mental model as we did in this study. Jones et al. (2014) mention no significant difference between direct or indirect elicitation. Other authors mention the risk of individual interviewer bias in the case of indirect elicitation (Vuillot et al. 2016). Interviewer bias is certainly a risk to the accuracy of the mental model as an intermediary is added to the elicitation process. To avoid many of these bias issues, Grenier and Dudzinska-Przesmitzki (2015) propose a several steps elicitation method that may increase the accuracy of the process. In our case however, we based our approach on the comprehensive interview approach, which recognizes inter-subjectivity between the interviewer and the interviewee (Kaufmann 2011). This interview approach considers that the interviewer's subjectivity does not have to be hidden or considered as a bias but recognized as an integral part of the elicitation process. The semi-directed, open-ended interview method invites the interviewer to have a benevolent posture toward the interviewee and to establish a safe environment that encourages the expression of individual thinking and sometimes confidential information. Grenier and Dudzinska-Przesmitzki (2015) also mention the importance of creating such an environment for mental model elicitation. This posture and interview approach fitted our research agenda, which was an inductive exploration of stakeholders' mental models. We acknowledge that such research could have been undertaken without mental model elicitation and with a classical qualitative speech analysis, even though the graphical elicitation of mental models helped the quantification analysis. For non-exploratory research aimed at collecting mental models and treating the information mathematically – for example by aggregating mental models in similar groups (Özesmi and Özesmi 2004, Vuillot et al. 2016) – a direct and multi-step elicitation is probably necessary.

Revealing marketing and privatization processes around biological control resources

Our detailed analysis of stakeholders' representations enabled us to reveal a diversity of resources at stake around biological control. Among them, two appeared to us as quite

unexpected results and yet potentially critical in the future. The first one relates to the use of natural enemies as resources in marketing. When farmers' clients are sensitive to more environmentally friendly farming approaches, communicating about natural enemy care can result in significant added value. In this regard, Sigwalt et al. (2012) describe how some winegrowers planted 23 kilometers of hedgerows to demonstrate to their clients their care for natural enemies and willingness to decrease their pesticide use. In another context, Michel-Guillou and Moser (2006) demonstrate that farmers mostly adopt pro-environmental practices to comply with social pressure rather than to put their beliefs about the environment into practice. This situation was clearly occurring in our study for the farmers who mentioned this type of resource, as their pest management strategy was not particularly caring for natural enemies. This situation shows the risk of abusive green marketing (or greenwashing) in agriculture (Northen 2011). Such abusive use could be seen as a "tragedy of the commons" where the value of the symbolic resource may decline if overused.

The second type of resource is exclusion nets around orchards, which favor strategies of landscape privatization. As farmers perceive the landscape mostly as a threat regarding pests, the development of an exclusion technology is not surprising. This privatization by exclusion nets not only protects against negative landscape effects, but may also favor biological control by augmentation. Dib et al. (2010) confirm such complementarity between exclusion nets and natural enemies' releases but also show that this approach has a negative impact on the conservation of active natural enemies within the orchards. The overall impact of these nets remains to be fully evaluated as a significant conservation trade-off seems at stake.

Speculation: toward pest-suppressing landscape?

The innovation underlying our study is the prospect that farmers could use landscape ecology findings to enhance biological control. The landscape as an alternative to pesticides appears to be a promising tool for policymakers. They are willing to invest in such innovation, and even agro-ecological re-parceling, if it is scientifically proven that it can ensure significant pesticide reduction (Potier 2014:44). Stakeholders' representations gathered in this study do not currently seem favorable to such an innovation, as many perceive the landscape as offering enhanced pest threats rather than benefits. In addition, landscape ecology findings indicate very variable effects of landscape complexity on biological control (Bianchi et al. 2006). This uncertainty makes it difficult to deliver reliable recommendations (Tscharntke et al. 2005), as the effect of natural habitats for biocontrol can vary dramatically and may regularly fail to enhance it (Tscharntke et al. 2016). Moreover, the identified innovation of enclosing fields with nets probably favors an individual strategy, which is opposite to a landscape approach. Indeed, once a farmer has invested in such nets, he might be unwilling to contribute to the enhancement of natural habitats in the landscape as he would get no benefit from it. By not contributing, farmers with nets might reduce the landscape's complexity and thus reduce the regulation benefit others might get from a pest-suppressing landscape.

5. Conclusion

In this study, our objective was to elicit local stakeholders' perspectives on insects' natural enemies and the landscape as resources for innovative agro-ecological pest management. We considered resources as social constructions and, through individual interviews with a diversity of stakeholders, we identified and qualified how natural enemies and the landscape were perceived, or not, as resources.

In our research, we showed that public policies were especially important for favoring natural enemies as resources for farmers in biological control. They do so by promoting more ecological farming practices, banning harmful pesticides, or favoring acclimation of natural enemies. We found no such process for the landscape as a resource for biological control by conservation. On the contrary, farmers' perception of the landscape as a threat was significantly different from the perspective commonly found among landscape ecology scientists. This threat favored landscape privatization by the use of exclusion nets around crops to reduce their exposure to pests.

Policymakers indicated their willingness to invest in landscape engineering if scientists could demonstrate the efficiency of landscape complexity in reducing pesticide use through enhanced biological control. Consequently, more research that clearly relates landscape complexity to biological control benefits for farmers is a key precondition for such agro-ecological innovation. In this regard, opening a dialogue between agricultural practitioners and landscape ecologists about the effect of the landscape on natural enemies might attenuate the ambiguity between their diverging representations.

6. References

- Berthet, E. 2013. *Contribution à une théorie de la conception des agro-écosystèmes : Fonds écologique et inconnu commun*. Doctoral dissertation. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Bianchi, F. J. J. A., C. J. H. Booij, and T. Tscharntke. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1595), 1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Binder, C. R., J. Hinkel, P. W. G. Bots, and C. Pahl-Wostl. 2013. Comparison of Frameworks for Analyzing Social-ecological Systems. *Ecology and Society*, 18(4):26. <https://doi.org/10.5751/ES-05551-180426>
- Chaplin-Kramer, R., M. E. O'Rourke, E. J. Blitzer, and C. Kremen. 2011. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity: Pest and natural enemy response to

- landscape complexity. *Ecology Letters*, 14(9), 922–932. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x>
- Cong, R.-G., H. G. Smith, O. Olsson, and M. V. Brady. 2014. Managing ecosystem services for agriculture: Will landscape-scale management pay? *Ecological Economics*, 99, 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.01.007>
- Cong, R.-G., J. Ekroos, H. G. Smith, and M. V. Brady. 2016. Optimizing intermediate ecosystem services in agriculture using rules based on landscape composition and configuration indices. *Ecological Economics*, 128, 214–223. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.05.006>
- Dib, H., B. Sauphanor, and Y. Capowiez. 2010. Effect of codling moth exclusion nets on the rosy apple aphid, *Dysaphis plantaginea*, and its control by natural enemies. *Crop Protection*, 29(12), 1502–1513. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2010.08.012>
- Duru, M., O. Therond, G. Martin, R. Martin-Clouaire, M.-A. Magne, E. Justes, E.-P. Journet, J.-N. Aubertot, S. Savary, J.-E. Bergez, and J.-P. Sarthou. 2015. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 35:0. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>
- Etienne, M., D. Du Toit, and S. Pollard. 2011. ARDI: A Co-construction Method for Participatory Modeling in Natural Resources Management. *Ecology and Society*, 16(1):44. <https://doi.org/10.5751/ES-03748-160144>
- Grenier, R. S., and D. Dudzinska-Przesmitzki. 2015. A Conceptual Model for Eliciting Mental Models Using a Composite Methodology. *Human Resource Development Review*, 14(2), 163–184. <https://doi.org/10.1177/1534484315575966>
- Holling, C. S., and G. K. Meffe. 1996. Command and control and the pathology of natural resource management. *Conservation Biology*, 10(2), 328–337. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1093/besa/25.4.280>
- Jones, N. A., H. Ross, T. Lynam, P. Perez, and A. Leitch. 2011. Mental Models: An Interdisciplinary Synthesis of Theory and Methods. *Ecology and Society*, 16(1):46. <https://doi.org/10.5751/ES-03802-160146>
- Jones, N. A., H. Ross, T. Lynam, and P. Perez. 2014. Eliciting Mental Models: a Comparison of Interview Procedures in the Context of Natural Resource Management. *Ecology and Society*, 19(1):13. <https://doi.org/10.5751/ES-06248-190113>
- Kaufmann, J.-C. 2011. *L'entretien compréhensif - L'enquête et ses méthodes* (3e édition). Armand Colin, Paris, France.
- Kebir, L. 2006. Ressource et développement régional, quels enjeux ? *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, décembre(5), 701. <https://doi.org/10.3917/reru.065.0701>
- Labatut, J. 2009. *Gérer des biens communs: processus de conception et régimes de coopération dans la gestion des ressources génétiques animales*. Doctoral dissertation. École Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- McLaughlin, A., and P. Mineau. 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 55(3), 201–212. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(95\)00609-V](https://doi.org/10.1016/0167-8809(95)00609-V)

- Michel-Guillou, E., and G. Moser. 2006. Commitment of farmers to environmental protection: From social pressure to environmental conscience. *Journal of Environmental Psychology*, 26(3), 227–235. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2006.07.004>
- Northen, G. 2011. Greenwashing the Organic Label: Abusive Green Marketing in an Increasingly Eco-Friendly Marketplace. *Journal of Food Law & Policy*, 7, 101.
- Novak, J. D., and A. J. Cañas. 2008. *The theory underlying concept maps and how to construct them*. <http://cmap.ihmc.us/docs/theory-of-concept-maps>
- Ostrom, E. 1990. *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. Cambridge University Press, Cambridge/New York.
- Ostrom, E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of Socio-ecological systems. *Science*, 325(5939), 416–419. <https://doi.org/10.1126/science.1170749>
- Özesmi, U., and S. L. Özesmi. 2004. Ecological models based on people’s knowledge: a multi-step fuzzy cognitive mapping approach. *Ecological Modelling*, 176(1–2), 43–64. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.10.027>
- Piaget, J. 1967. *Logique Et Connaissance Scientifique*. Gallimard, Paris.
- Potier, D. 2014. *Pesticides et agroécologie - Les champs du possible*. <http://agriculture.gouv.fr/telecharger/56000?token=7bf92926cba72dbc99beeeef8758248e>
- Rusch, A., M. Valantin-Morison, J.-P. Sarthou, and J. Roger-Estrade. 2010. Biological Control of Insect Pests in Agroecosystems: Effects of Crop Management, Farming Systems, and Seminatural Habitats at the Landscape Scale: A Review. Pages 219-259 in *Advances in agronomy* (Vol. 109)
- Schellhorn, N. A., V. Gagic, and R. Bommarco. 2015. Time will tell: resource continuity bolsters ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(9), 524–530. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.007>
- Sigwalt, A., G. Pain, A. Pancher, and A. Vincent. 2012. Collective Innovation Boosts Biodiversity in French Vineyards. *Journal of Sustainable Agriculture*, 36(3), 337–352. <https://doi.org/10.1080/10440046.2011.654008>
- Simon, S., J.-C. Bouvier, J.-F. Debras, and B. Sauphanor. 2010. Biodiversity and pest management in orchard systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30(1), 139–152. <https://doi.org/10.1051/agro/2009013>
- Stallman, H. R. 2011. Ecosystem services in agriculture: Determining suitability for provision by collective management. *Ecological Economics*, 71, 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.08.016>
- Thies, C., and T. Tschardtke. 1999. Landscape Structure and Biological Control in Agroecosystems. *Science*, 285(5429), 893–895. <https://doi.org/10.1126/science.285.5429.893>
- Tschardtke, T., A. M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter, and C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tschardtke, T., D. S. Karp, R. Chaplin-Kramer, P. Batáry, F. DeClerck, C. Gratton, L. Hunt, A. Ives, M. Jonsson, A. Larsen, E. A. Martin, A. Martínez-Salinas, T. D. Meehan, M. O’Rourke, K. Poveda, J. A. Rosenheim, A. Rusch, N. A. Schellhorn, T. C. Wanger, S. Wratten, W. Zhang. 2016. When

natural habitat fails to enhance biological pest control – Five hypotheses. *Biological Conservation*, 244(B), 449-458. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.001>

van Lenteren, J. C. 2000. Success in Biological Control of Arthropods by Augmentation of Natural Enemies. Pages 77-103 in G. Gurr and S. Wratten, editors. *Biological Control: Measures of Success*. Springer Netherlands, Dordrecht, The Netherlands. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-011-4014-0_3

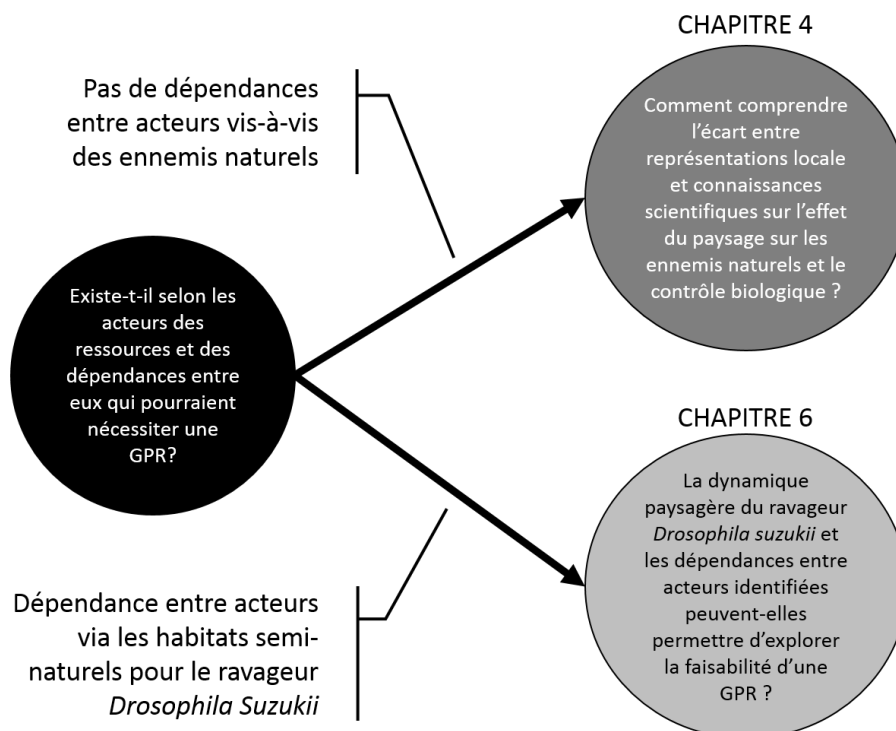
Vuillot, C., N. Coron, F. Calatayud, C. Sirami, R. Mathevet, and A. Gibon. 2016. Ways of farming and ways of thinking: do farmers' mental models of the landscape relate to their land management practices? *Ecology and Society*, 21(1):35. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08281-210135>

Synthèse du chapitre 3 et évolution du questionnement

L'analyse des représentations des acteurs n'indiquent pas de dépendance entre acteurs vis-à-vis du paysage pour bénéficier du service de régulation des ravageurs par les ennemis naturels. En l'état actuel des représentations locales, il n'est pas identifié à priori de ressources communes susceptibles d'être mobilisées dans une action collective. De même, l'absence de dépendances entre acteurs vis-à-vis d'un paysage régulateur ne présente pas une situation favorable à des actions coordonnées en faveur de la GPR. Il est identifié par contre des disservices apportés par le paysage qui favorise parfois certains ravageurs. Certains acteurs mentionnent notamment les risques importants liés à l'insecte ravageur invasif *Drosophila Suzukii* qui semble bénéficier des habitats semi-naturels dans le paysage.

L'absence de lien pour les acteurs interrogés entre paysage et service écosystémique liés à l'action des ennemis naturels questionne les connaissances scientifiques en écologie du paysage. En effet, un nombre d'études conséquent supposent des effets réguliers du paysage sur les ennemis naturels et le contrôle biologique. Comment comprendre un tel écart entre les connaissances scientifiques et les représentations d'acteurs ? C'est ce que nous avons tenté de comprendre dans le Chapitre 4.

L'identification de l'effet du paysage sur le problème majeur lié à *Drosophila Suzukii* permet d'imaginer une Gestion Paysagère des Ravageurs. En effet, ce ravageur semble connecté pour certains acteurs locaux à une dynamique de population dont les déplacements liés aux habitats semi-naturels dépassent le cadre des exploitations agricoles individuelles. Ce cas identifié, s'il ne mobilise pas directement l'action des ennemis naturels, peut-il nous permettre d'en savoir plus sur les conditions de possibilités de la GPR ? Nous explorerons cette question dans le Chapitre 6.

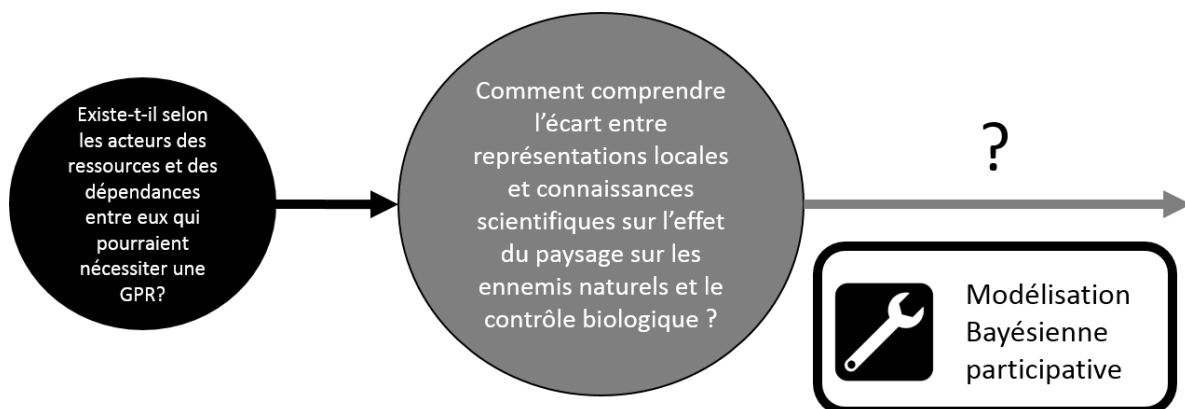


Chapitre 4

Présentation du chapitre 4

Dans ce chapitre nous présentons l'étape de modélisation participative qui a cherché à explorer la question des différences entre les représentations des acteurs locaux et les connaissances scientifiques en écologie du paysage sur le rôle du paysage sur les ennemis naturels et le contrôle biologique. L'absence chez les acteurs locaux de représentations du paysage comme ayant le moindre effet positif sur les ennemis naturels semble étonnant en regard des résultats en écologie du paysage suggérés par des auteurs tels que Bianchi et al. (2006) ou Veres et al (2013).

Cette question nous a amené à explorer les représentations de divers acteurs locaux avec celle d'une scientifique spécialisée dans l'écologie du paysage. Nous avons développé une démarche méthodologique basée sur les réseaux bayésiens permettant de modéliser les représentations de chaque acteur vis-à-vis du rôle du paysage et des ennemis naturels afin de comparer ces représentations entre elles. Ainsi, nous espérons pouvoir mettre en lumière les éléments explicatifs de l'ambiguïté (comprise comme différence de représentation entre acteurs) sur le rôle du paysage sur les ennemis naturels.



A participatory Bayesian Network approach to shed light on ambiguity among stakeholders about socio-ecological systems¹¹

Salliou, N., Barnaud, C., Vialatte, A., Monteil, C.

Abstract

Participatory modelling often comes with the challenge of ambiguity when diverse stakeholders do not share a common framework of understanding. In this paper, we propose a framework and a methodology to elicit ambiguities among different stakeholders by using a participatory Bayesian Network (BN) modelling approach. Our approach consists of four steps undertaken with stakeholders: (1) co-construction of a shared conceptual model of their socio-ecological system, (2) translation of the model into a shared Bayesian Net structure, (3) individual parametrization of conditional probabilities, and (4) elicitation of ambiguity for each participant through the use of scenarios. We tested this methodology on the ambiguity surrounding the effect of an ecological process on a potential innovation in biological control, and it proved useful in eliciting ambiguity. Further research could explore more conflictual or controversial ambiguities to test this methodology in other settings.

1. Introduction

Modelling with stakeholders is widely recognized for its ability to enhance stakeholder knowledge and understanding of a system as well as clarify the impacts of potential solutions to a problem (Voinov and Bousquet 2010). Stakeholder participation enhances the success of the process in which such stakeholders are involved because it favors improved decision-making processes and fewer conflicts (Voinov and Bousquet 2010) as well as faster impact (Couvet and Teyssèdre 2013). However, involving stakeholders comes with specific challenges. Indeed, involving multiple parties from diverse backgrounds means that a spectrum of opinions must be accommodated (Brugnach et al. 2008). Such endeavor is particularly challenging as different stakeholders have equally valid ways of framing a problem (Dewulf et al. 2005). Stakeholders having radically different representations of a system is recognized as being associated with “wicked problems” (Rittel and Weber 1973). A wicked problem is a complex issue to which there is no straightforward and definitive solution. Several authors suggest that, in such situations, stakeholders should construct a common framework of understanding (Brugnach et al. 2008, Etienne 2010). However, creating such a framework comes with many different types of uncertainties that complicate this endeavor (Brugnach et al. 2008).

¹¹ Cet article fait l'objet d'un article soumis à *Environmental Modelling & Software* : Salliou, N., Barnaud, C., Vialatte, A., Monteil, C. A participatory Bayesian Network approach to shed light on ambiguity among stakeholders about socio-ecological systems,

Uncertainty is a very wide concept that has been conceptualized differently in many different scientific domains (e.g. Knight 1921, Shannon 1948, Crozier and Friedberg 1977). In socio-ecological settings, three different types of uncertainties have been identified: epistemic uncertainty, ontological uncertainty (Walker et al. 2003), and ambiguity (Brugnach et al. 2008). Epistemic uncertainty is the most common way to consider uncertainties, as it represents the imperfection of knowledge. As Walker (2003) puts it, epistemic uncertainty may be reduced by more research and empirical efforts. Ontological uncertainty refers to the inherent variability or unpredictability of a phenomenon (Walker et al. 2003), and ambiguity relates to the plurality of different persons' representations of a system. By representation, we mean a mental model of external reality that allows people to interact with the world (Jones et al. 2011). Ambiguity occurs when stakeholders perceive their environment differently and build different representations about it (Brugnach et al., 2008).

As regards modelling uncertainties, the Bayesian Network (BN) approach is recognized as particularly appropriate (Aguilera et al. 2011, Ropero et al. 2016), including in the case of modelling with stakeholder participation (Voinov and Bousquet 2010). In the field of environment management, participatory BN modelling is recognized for its capacity to (1) represent and integrate knowledge from diverse disciplines and spheres, (2) explicitly support the inclusion of stakeholders' representations, and (3) take into account epistemic and ontological uncertainties (Düspolh et al., 2012). However, BN modelling does not take ambiguities into account. Indeed, different stakeholder's representations in participatory BN are integrated either by averaging all representations in a single model (e.g. Shaw et al. 2015) or by choosing the "best available source of information" (Voinov and Bousquet 2010:1268, Holzkämper et al. 2012). Such simplification makes sense when the objective of a participatory BN model is decision support (Cain et al. 2003) or prediction, because integrating all available information (scientific and non-scientific) in a single final model may improve the model's predictability power. Such integration is not satisfactory when the modelling objective is not prediction but rather exploration and exchanges of perceptions to "illuminate core uncertainties" (Epstein 2008:3) like ambiguity. The objective of this paper is to present the testing of a participatory modelling method using BN that enables the representation, analysis, and comparison of the different representations of multiple stakeholders. This method allows for dealing not only with ontological uncertainty, which is common for BN, but also with ambiguity, which is an original proposition.

2. Method

2.1 Case study background

We tested our BN participatory modelling approach in southwest France in an agricultural region specializing in fruit tree production (mainly apples) located on alluvial terraces along the Aveyron and Tarn rivers. Conventional apple orchards require intensive chemical

treatments to control pests. Integrated pest management (IPM) in the 1980–90s promoted the use of natural enemies in the area to encourage fruit growers to implement biological control of some insect pests. Recent public policies in France are trying to reduce farmers' pesticide use by 50% by 2025. They foresee the possibility of doing so by enhancing natural enemy activity by engineering pest-suppressing landscapes (Potier 2014). Some landscape ecologists' findings back up such potential innovation by demonstrating that a high presence of natural habitats such as meadows and woods enhances biological pest control by providing food and shelter for these natural enemies (Bianchi et al. 2006, Rusch et al. 2016). Some authors modelled pest-suppressing landscapes and indicated that agent-farmers would always benefit from such landscape-scale management (Cong et al. 2014). Another theoretical model indicated a high outcome when farmers cooperate in the management of natural enemy habitats (Bell et al. 2016). However, scant attention has been paid to the question of whether it is in the interest of farmers to manage habitats at the landscape scale (Cong et al. 2014). In this regard, we previously identified that, in this area, local stakeholders (whether farmers or their advisors) had representations of their landscape in which landscape stimulated occasional pest damage, and no effect whatsoever of the landscape on natural enemies was mentioned (Salliou and Barnaud *in press*). This difference in representations between scientists and local stakeholders came as a surprise, as the effect of local or regional landscapes on the natural enemy populations of orchards is reported by many authors (see Simon et al.'s 2010 synthesis). A top-down science-based approach to innovation might consider scientific findings as more relevant than farmers' local knowledge. In our co-innovation approach however, we wanted to give careful consideration to both scientific and local representations, which are a priori equally legitimate in regard to this potential innovation (Jalonen 2012). The modelling approach presented here aims to explore ambiguity between landscape ecology findings and local stakeholders' knowledge about the effect of the landscape on natural enemies and pest control. In our study area, the modelling process involved five willing stakeholders: a conventional fruit tree grower, an organic fruit tree grower, a pedagogic fruit farm manager, a technical advisor, and a landscape ecology researcher. These participants are representative of the diversity of local stakeholders involved in the fruit tree production sector studied.

2.2 Modelling approach

We designed a four-step protocol in order to compare stakeholders' representations about the same socio-ecological system (Figure 1). We describe here the global modelling approach and main steps, which are detailed in later sections. As a first step, stakeholders (the scientist and local stakeholders) co-constructed a conceptual model of the socio-ecological system using the ARDI methodology, specifically designed for it (Etienne et al. 2011). In a second step, this conceptual model was collectively turned into a Bayesian net structure. This Bayesian net structure is a collectively agreed understanding among involved stakeholders about how main variables and states of the system are defined and connected. In the following step, each

stakeholder subjectively parametrized the Bayesian net structure by eliciting probabilities attached to each variable in the system. Doing so, we finally constructed five individual BNs of the same socio-ecological system, one for each stakeholder. As a final step, we applied the same scenario of a pest-suppressing landscape to each individual BN. The impact of the scenario on each individual BN model was then discussed together with each participant. Ambiguities were analyzed by comparing the effect of the same scenario on each stakeholder’s BN.

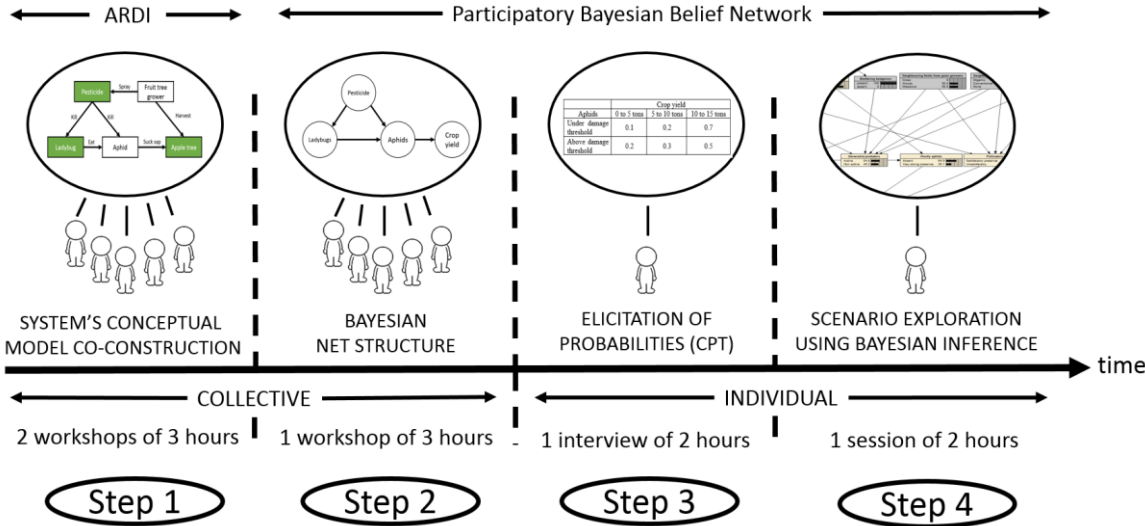


Figure 1: The four main steps of our participatory BN modelling process.
Note: ARDI: participatory methodology to co-construct a conceptual model of a socio-ecological system following Actors (A), Resources (R), Dynamics (D), and Interactions (I) elicitation workshops. CPT: conditional probability table.

a) Co-constructing a conceptual model of a socio-ecological system using the ARDI methodology (step 1)

The ARDI (Actor–Resource–Dynamic–Interaction) method is specifically designed to build together with stakeholders a conceptual model of a socio-ecological system (Etienne et al. 2011). It consists of a series of workshops where stakeholders are aided by a facilitator to build collectively a conceptual model of a socio-ecological system representing its key actors (humans and non-humans), its key resources, their dynamics, and the interactions among them. Workshops first focus on listing Actors (A) and Resources (R) and eventually Dynamics (D). Finally, the last step is about synthesizing and connecting previously identified actors, resources, and dynamics to form the final Interaction (I) diagram. This interaction diagram is the final conceptual model of the socio-ecological system. The interaction diagram consists of boxes for actors and for resources, as well as arrows connecting them when a causal interaction is mentioned between some of these boxes. Each arrow is topped with an action description characterizing the nature of the interaction (Figure 2).

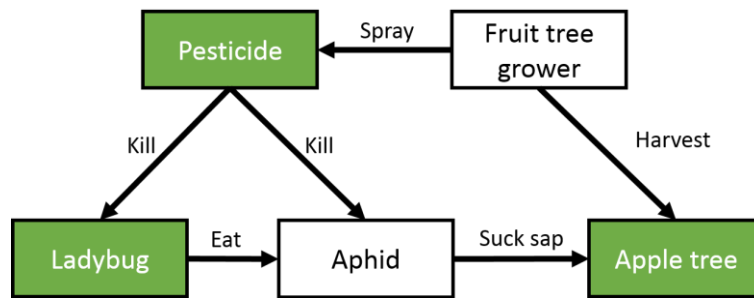


Figure 2: Example of a simplified interaction diagram using the ARDI methodology.
 Note: Green boxes indicate resources and black boxes indicate actors in the system.

The construction of such diagrams enables a consensual conceptualization of the socio-ecological system among stakeholders involved in the modelling process. In order to achieve this objective, several principles are followed during the workshops:

- Each stakeholder is invited to indicate the resources, actors, processes, and interactions that are important to him regarding the socio-ecological system at stake. The method is neutral regarding stakeholders' proposals, as every proposal is considered legitimate.
- Each proposal made by a stakeholder should be explained to the other stakeholders, discussed, and agreed upon.
- The facilitator eases the agreement process by eventually reframing each stakeholder's proposal with his agreement.

This method is particularly interesting because it facilitates the step-by-step construction of a consensual conceptual model by stakeholders. The final conceptual model is consequently well understood and appropriated. Ensuring this common structure of understanding is critical for further individual comparison of each stakeholder representation of this system in the last step of our modelling approach.

The shared representation in our case study

The ARDI conceptual model of our studied system was constructed with the five participants in response to the following question: "What coordinated actions might be undertaken for biological control of insect pests?" The model was developed during two workshops of three hours each (Figure 1). The first workshop focused on listing Actors (A) and Resources (R). The second focused on the creation of the Interaction (I) diagram. No key Dynamic (D) (whether social or ecological) was judged relevant to be detailed even though the possibility was open to participants. The final interaction diagram is presented in the Annex.

b) Participatory Bayesian Network

General principles of Bayesian Network modelling

A Bayesian Network is a multivariate model for a set of variables, defined by three main components:

1. A **directed acyclic graph** (DAG) which connects variables together when they are statistically dependent. Figure 3 is an example of a DAG involving four variables visualized as nodes indicating the variable's name.

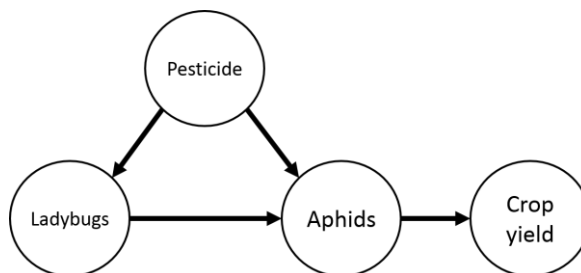


Figure 3: Example of directed acyclic graph (DAG) with nodes indicating variables.

Arrows between nodes indicate causal relationship and are visualized as directed links that point from cause to effect. For example here, aphids are dependent on pesticide use, which aims at killing them, and ladybugs, which prey on them.

2. Each variable is defined by several **states**. For example, the aphid variable may have two states: “under damage threshold” and “above damage threshold”. In pest control, “damage threshold” refers to a level of pest population above which significant damages are predicted. These states must represent the full scope of possible states for this variable in the network considered.
3. Each variable has a **conditional probability table** (CPT), indicating all conditional probabilities between connected variables. For example, if we consider that the variable, crop yield, has three states “0 to 5 tons”, “5 to 10 tons”, and “10 to 15 tons”, the CPT for the crop yield variable might be as in Table 1:

Crop yield			
Aphids	0 to 5 tons	5 to 10 tons	10 to 15 tons
Under damage threshold	0.1	0.2	0.7
Above damage threshold	0.2	0.3	0.5

Table 1: Conditional probability table for the crop yield variable

Table 1 indicates, for example, that under the condition that aphids are under damage threshold the probability of the crop yield variable being between 5 and 10 tons is 0.2, i.e. 20%.

With these three components, and using Bayes' theorem, it is possible to deduce the probability distribution of all the variables in the network. Such calculation may require significant computing power as network complexity can increase calculation needs exponentially (Kumar et al. 2008).

A key property of BNs is Bayesian inference. Bayesian inference means that, once all the variables in a network are set, it is possible to feed new information into the model about the probability distributions of one or several variables. In our example, it is possible that we actually know with certainty thanks to an observation that the Aphid variable is in the "Under damage threshold" state (probability of 1 for this state for the Aphid variable). As a consequence of this new piece of information, the Bayesian network can be updated regarding all the other probability distributions of the network's variables in order to accommodate this new piece of information. In our simple example, it means that the crop yield variable would take the distribution in the table line corresponding to "under damage threshold". This adaptation to new information is called "belief propagation". It is possible to use this belief propagation feature of BN to explore scenarios with stakeholders in a top-down manner (Duespohl et al. 2012). In this case, the new information input (i.e. "Aphids are under the threshold damage") is the scenario and the modification of the BN by "belief propagation" is the effect of the scenario.

c) From an ARDI shared representation to a shared Bayesian net structure (step 2)

The conceptual model was used as a baseline to be translated into a Bayesian net structure. By Bayesian net structure, we understand adding the DAG with characterization of all states. In this workshop, stakeholders had first to agree on variables and causality links to be kept from ARDI in the Bayesian net structure. Because both ARDI and Bayesian nets are causal networks, variables and arrows representing causal interactions could be transferred directly.

However, two main challenges may appear during this step. First, ARDI representation allows feedback loops and is consequently potentially a cyclic graph, in contrast to Bayesian networks, which are based on an acyclic graph approach. BNs are known to create difficulty for the integration of feedback loops (Düspohl 2012, Landuyt et al. 2013). If feedback loops had been present, it would have been necessary to establish a Dynamic Bayesian Network approach, which can represent feedback loops (Grzegorzcyk and Husmeier 2009). This situation did not occur in our case study. The second challenge relates to the preparation for step 3, which deals with conditional probability elicitation. As the number of combinations of variable states grows exponentially with model complexity, probability elicitation quickly becomes impractical for the direct elicitation of probabilities by stakeholders (Shaw et al. 2015). Consequently, for direct elicitation of conditional probabilities to be manageable, we took action to keep the Bayesian net structure within a complexity range. We proposed simplifications during the workshop to reduce proactively the quantity of variables and

consequently limit the probability elicitation challenge in step 3. This simplification process has been recognized as good practice in participatory BN when, after a broad range of potentially relevant variables have been defined, variables should be reviewed with regard to their relevance (Düspohl et al. 2012). Two types of simplification were considered: grouping similar variables and deleting irrelevant ones. We proposed grouping variables when similar behaviors were described. We proposed deleting variables when their relevance was not obvious. We proposed that every simplification identified should be submitted for approval by participants. If the participants did not reach consensus on a given simplification, the network was left untouched. We invited the participants to propose their own simplification proposals. Finally, we proposed adding some variables to the Bayesian net structure as we had good reason to think that some obvious nodes were forgotten or implicit. For example, from our previous round of interviews, agricultural advisors were regularly spontaneously mentioned as key agents by farmers regarding their pest management strategy (Salliou and Barnaud *in press*). As they did not appear in the Bayesian net, they were proposed and agreed by stakeholders as a new variable. Stakeholders also made their own additions. They added for example the “mating disruption” technique variable. Mating disruption is a technique that releases mating pheromones to disrupt Codling moth and Tortrix reproduction. This whole translation process simplified the original ARDI representation, which included 38 nodes and 57 edges, into an 18 nodes and 27 edges Bayesian net structure (Figure 4).

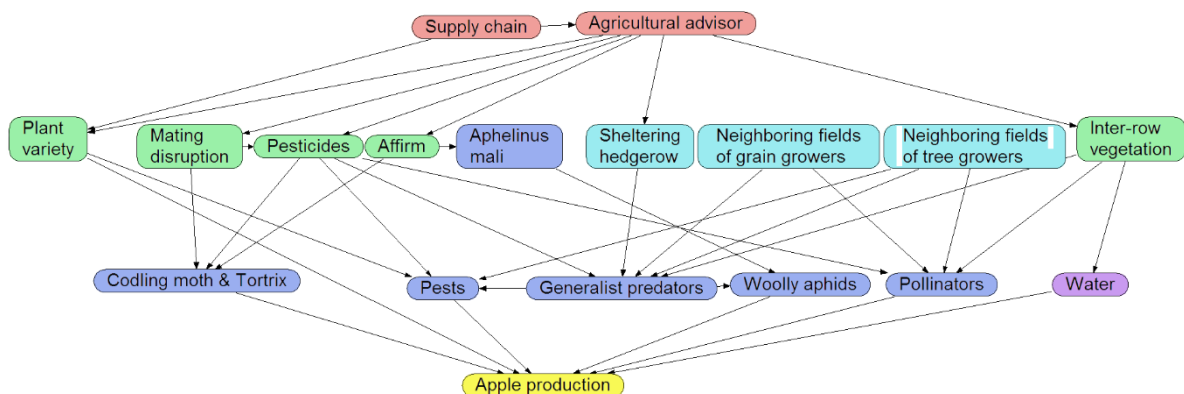


Figure 4: Final directed acyclic graph (DAG) constructed together with stakeholders.

Note: Colors distinguish variables about landscape (light blue), agricultural practices (green), social factors (red), insect populations (dark blue), abiotic factor (purple), and economic output (yellow).

Once the DAG structure was defined, the second step towards a final shared Bayesian net structure was to define and agree on all variable states (Table 2). Participants agreed on most states relatively easily. Some involved much discussion, like the “rusticity” state of the Plant variety variable. This qualitative state hides divergent interpretations, from pest resistance to traditional tree varieties. This “rusticity” state was nevertheless kept in the final BN structure as it is a term widely used by sellers and buyers of fruit trees. If this variable had been important for our final analysis, it might have been necessary to detail it. In general, we tried to avoid such polysemy to ensure a mutual understanding among participants.

Variable	States	Remark
Supply chain	Short, Long	n/a
Agricultural advisor	Coop and public, Pesticide seller, None	n/a
Plant variety	Rustic, Non rustic	Polysemy of “rustic”
Mating disruption	None, Present	n/a
Pesticides	Specific, Broad spectrum	Does not include, Affirm
Affirm	Used, Not used	Pesticide sprayed against Codling moth and Tortrix’s eggs
Aphelinus mali	Absent, Present	Natural enemy parasitizing woolly aphids
Sheltering hedgerow	Absent, Present	Aims to shelter natural enemies
Neighboring fields grain growers	Crops, Woods, Meadows	n/a
Neighboring fields fruit tree growers	Organic, Conventional, None	n/a
Inter-row vegetation	Mowed, Not mowed	Not mowing is thought to generate habitats for insects
Codling moth and Oriental fruit moth	Below 0.5% threshold, Above 0.5% threshold	Threshold = 0.5% of fruits observed in the orchard attacked by the pest
Pests	Harmful to sales, Not harmful	Except Codling moth and Tortrix and Woolly aphids
Generalist predators	Active, Non active	This variable covers many species of natural enemies. The state “active” is defined by stakeholders as a judgment based on quantity, diversity, and seasonality of these predators
Woolly aphids	Absent, Very strong presence	n/a
Pollinators	Satisfactory presence, Unsatisfactory	n/a
Water	Deficit, No deficit	n/a
Apple production	Fresh, For processing, Discarded	“Fresh” is the better priced type of apple on the market (no defect)

Table 2: Overview of BN variables and states collectively discussed and agreed by participants

d) Direct elicitation of each participant’s CPT and validation (step 3)

For each variable, the participants were asked to elicit a conditional probability table (CPT); this can be very time-consuming when model complexity is rising. If the direct probability elicitation workload is too heavy, an algorithm can be used to populate the CPT to ease the knowledge acquisition process (Das 2004). In our case, with 266 probabilities to be elicited, it meant that one probability had to be elicited every 40 seconds on average for a three-hour-long interview. We considered this process to be feasible without using an algorithm.

Conditional probability elicitation directly represents the ontological uncertainty defined as the inherent variability of a phenomenon. We also wanted to cover the ontological

uncertainty understood as unpredictability (Walker et al. 2003). To do so, during probability elicitation, we indicated to each participant that he might indicate no probability for a certain elicitation. As it is necessary that all conditional probabilities are elicited for a BN to be complete and functional, we treated “unpredictability” as an equal probability for all states. This approach follows the principle of indifference, which is a classical approach to assign probabilities in cases of ignorance (Castell 1998).

Another challenge in probability elicitation by stakeholders is that potentially not all participants are at ease with probability reasoning. In this regard, it has been demonstrated that elicitation using frequencies is more intuitive (Anderson 1998). Furthermore, it has been demonstrated that imagery is more effective than abstract presentations in mobilizing an expert’s experience (Brunner et al. 1987, cited in Anderson 1998). Consequently, during the interview, while asking questions to elicit probabilities, we showed images on cards about variables and states to facilitate the cognitive process.

Once the Bayesian net structure and individual CPTs were obtained, we compiled this information using the BN modelling software Netica (V5.18). Through this process, we obtained five BNs, one for each participant, representing their individual representation about the question of coordination for biological control. Each BN was introduced to its “owner” and was validated individually. For some, minor corrections were made on the conditional probabilities previously indicated. However, in general, the participants recognized and validated their personal perspective.

e) Scenario exploration using Bayesian inference (step 4)

In this section, we introduce our original framework for ambiguity analysis using participatory BN modelling. In the first section, we introduce our typology of uncertainties, detailing how ontological uncertainty and ambiguity are represented and understood in our participatory BN. In the second section, we present the use of scenarios in BN in order to shed light on ambiguities among stakeholders.

Uncertainty typology

- Ontological uncertainty

Ontological uncertainty relates to inherent variability and unpredictability (Walker et al. 2003). When we analyze an individual BN, it is possible to visualize ontological variability through the probability distribution of a variable (Figure 5). To represent unpredictability of a variable, we follow the principle of indifference. Following this principle, unpredictability situations were indicated by a normal distribution law or equiprobability.

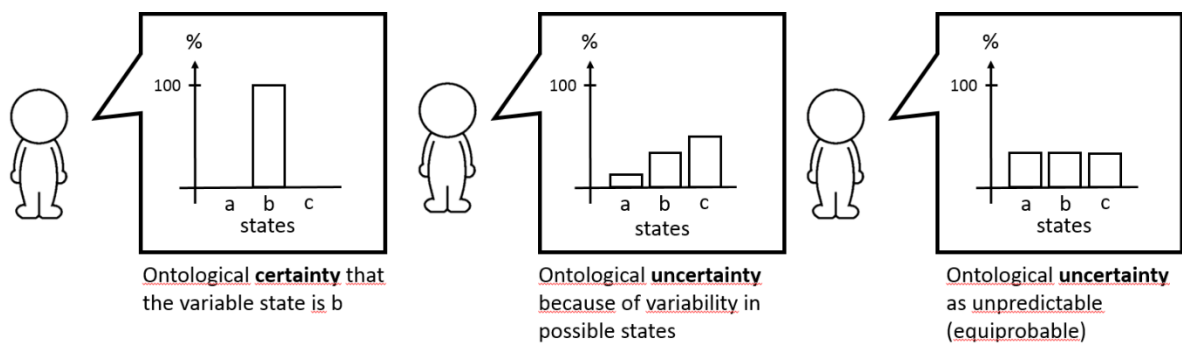
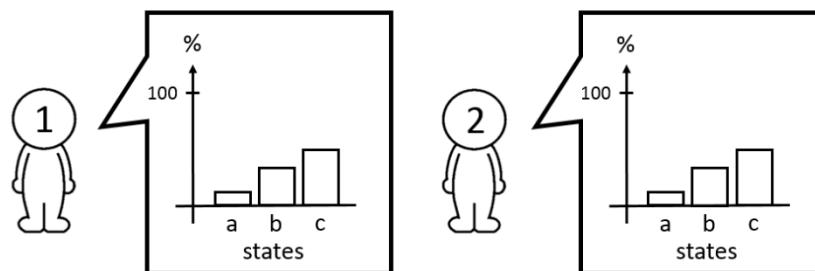


Figure 5: Typology of ontological uncertainties that can be analyzed in an individual Bayesian Network

- **Ambiguity**

Ambiguity occurs when stakeholders perceive their environment differently and build different representations about it (Brugnach et al. 2008). Ambiguity can be analyzed by comparing individual BNs – more specifically, by comparing probability distributions of the same variable among different stakeholders (see Figure 6). When two stakeholders share the same representation in a variable’s probability distribution, there is no ambiguity.

1 - No ambiguity as there is agreement between both stakeholders



2 - There is ambiguity as they disagree

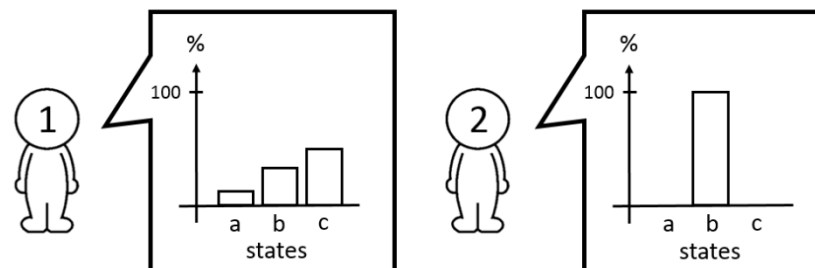


Figure 6: Agreement and disagreement between two stakeholders regarding ambiguity about a variable.

BN scenario exploration and uncertainty analysis

- **BN scenario**

In the previous section, we proposed a way to characterize two types of uncertainty in static BNs, that is to say, the stakeholder’s representation at the moment of the probability elicitation. Thanks to Bayesian inference, it is possible to “feed” each network with new information. In our case, we call such new information a scenario. A scenario is explored by

imposing new probability distributions on one or several variables in a Bayesian network. When a new piece of information is introduced in a BN, all other variables update their probability distribution accordingly. Changes in probability distributions on child nodes indicate the impact of each scenario (Düspohl et al. 2012).

In this study, we tested the effect of a pest-suppressing landscape scenario, i.e. the scenario of a complex landscape that would be favorable to natural enemies. According to the scientific literature (Bianchi et al. 2006), landscape complexity means a high proportion of meadows, hedgerows, and woods in the landscape (sometimes called semi-natural habitats). To explore the effects of such landscape, we directly modified landscape variables in each individual BN (variables in light blue in Figure 4) to be as close as possible to these pest-suppressing conditions. The variables explicitly referring to landscape variables in the BN are the following: (1) grain growers' neighboring fields with forest, meadow, and cereal crops as potential states; (2) fruit growers' neighboring fields with organic, conventional, or absent states; and (3) sheltering hedgerows with absence and presence as alternative states. As the scientific literature says that complex landscapes that enhance biological control are composed of a high proportion of semi-natural habitats (Bianchi et al. 2006), we imposed the following information on each individual BN:

1. Certainty of sheltering hedgerows presence (probability of presence: 100%)
2. Grain growers' neighboring fields are composed of woods and meadows with equal probability (50%). It means also that there is certainty that there are no crop fields (probability: 0%)
3. Fruit growers' neighboring fields are considered to be not present with certainty; there is no orchards in the landscape (probability of "none" state: 100%)

- BN scenario and ambiguity analysis

When a scenario is tested, probability distributions may change, and two components of this change can be analyzed for each stakeholder's BN (Figure 7):

1. The effect of the scenario on probability distributions of variables through belief propagation
2. The final state of probability distributions of variables once the BN has been modified by the scenario.

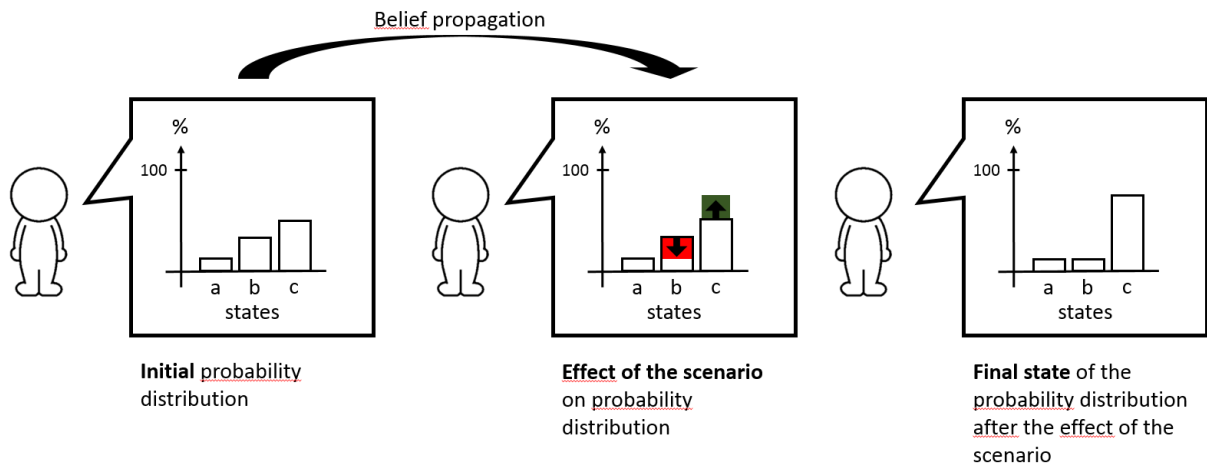


Figure 7: Effect of the scenario on probability distribution through belief propagation. Distinction between the effect of the scenario and the final state of a BN variable.

Note: Red and green bars show the modification of the initial probability distribution.

As a consequence, it is possible to analyze ambiguity on both effect of the scenario and final states. As stakeholders may agree or disagree on both components, there are four potential situations. They are represented in the Figure 8.

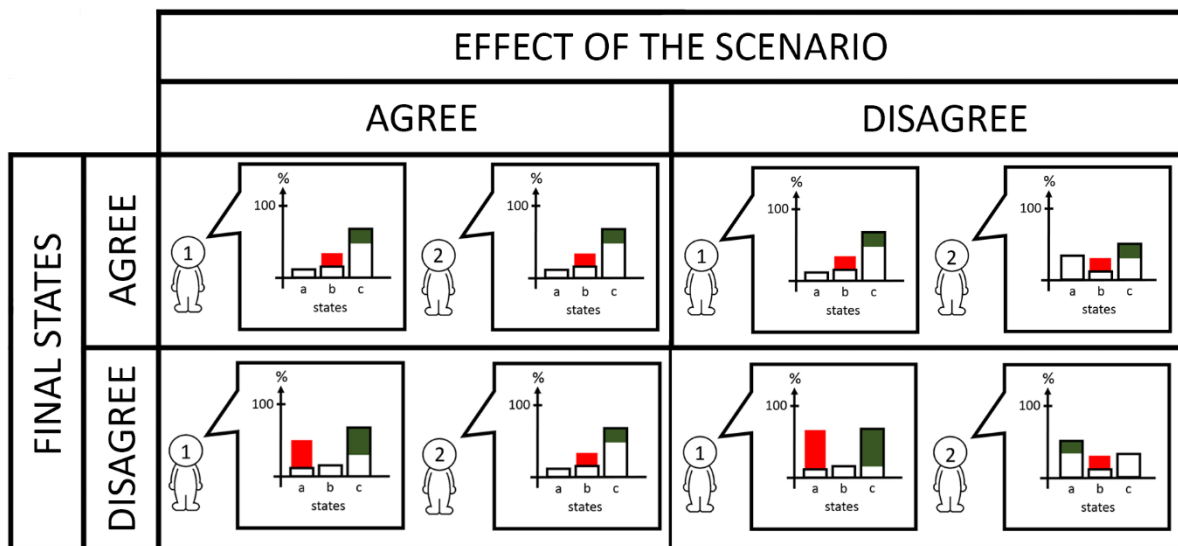


Figure 8: The four standard cases covering agreement and disagreement about the effect of the scenario and the final state of a variable from the BN.

Note: Red and green bars show the modification of the initial probability distribution due to the effect of the scenario. The bar surrounded by a black line is the final state for each state of the variable.

Depending on the objective of the modelling process, scenario impact analysis may focus on the effect of the scenario, final states, or both. In our case study, as we focused on the effect of a complex landscape for different stakeholders, it is especially the effect of the scenario that we analyzed.

- BN scenario and stakeholders' feedback

We explored together with each participant the effect of this scenario. Probably because they participated in the construction of their BN model, none of them mentioned any problem understanding the model and the way the scenario impacted other variables. Participatory exploration of the scenario allows for direct feedback from each stakeholder. Each stakeholder indicated his interpretation of the effect of the scenario in his own words. Such feedback is complementary to our formal analysis of uncertainty, which is conducted in the lab. Both uncertainty analysis and stakeholders' feedback are used to shed light on each stakeholder's representation of the socio-ecological system.

3. Results

Through the abovementioned modelling process, we constructed a conceptual model of the socio-ecological systems agreed among the five participants, and then five individual BNs corresponding to each participant’s personal probabilities applied to this common socio-ecological system structure. Once each BN had been fed with the scenario about landscape complexity, we analyzed and compared the effect of the scenario. The effect of the scenario on all individual BNs is presented in the graph in Figure 9.

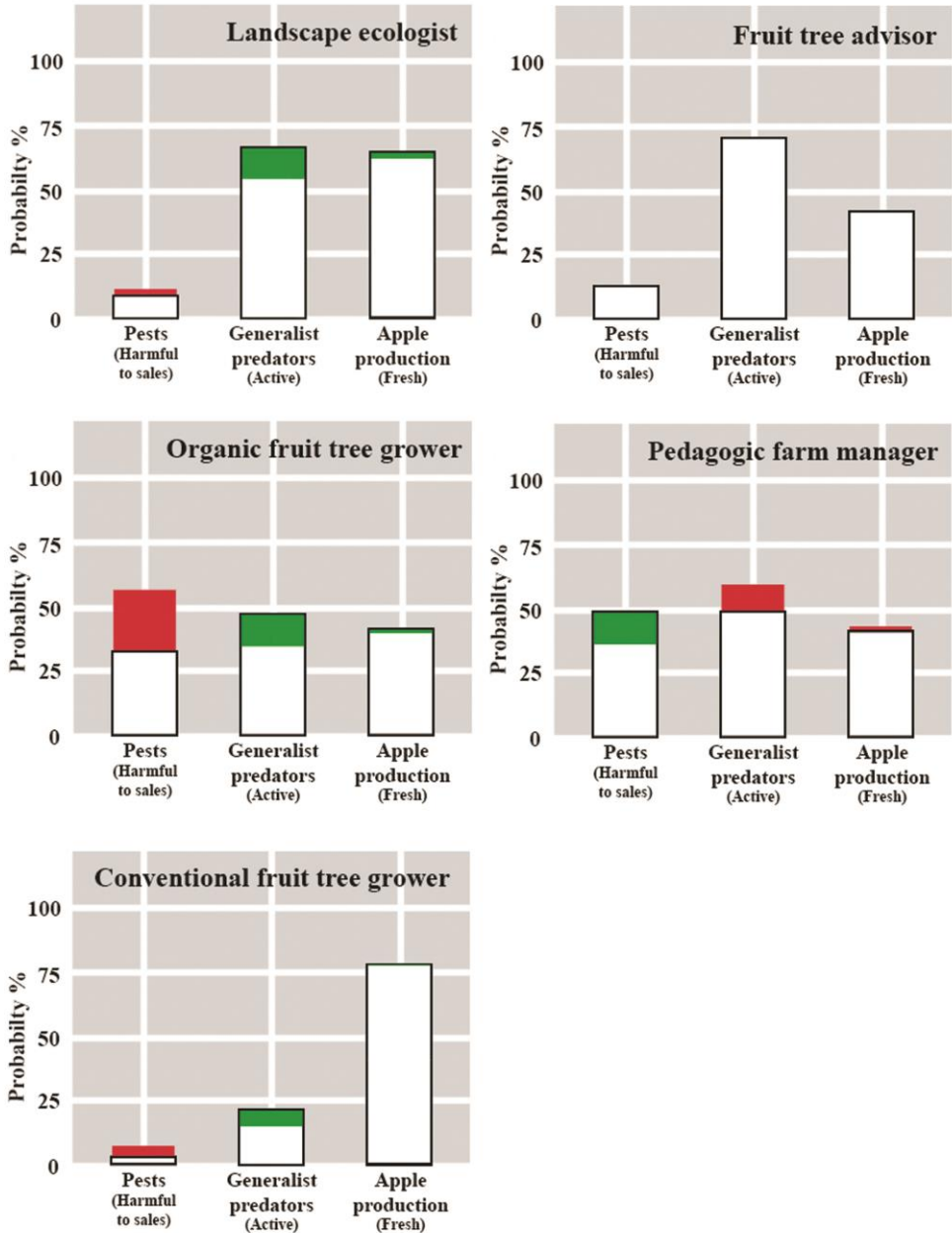


Figure 9: Effect of the “complex landscape” scenario on each stakeholder’s Bayesian Network on the Pests, Generalist predators, and Apple production variables in the BN. Note: Each bar corresponds to

one state of the variable and is indicated within brackets. Red and green bars show the modification of the initial probability distribution due to the effect of the scenario. Bars surrounded by a black line are the probability value of the final state of each described variable. The “complex landscape” scenario is based on the following parameterization: Probability of “presence” of a sheltering hedgerow: 100%, Probability of “woods” and “meadows” as grain growers’ neighboring fields: 50%, probability of no orchards in neighboring fields: 100%.

The effect of the scenario is diverse among participants regarding the Pests variable, ranging from -24.4% to +11.8%. Whereas the fruit tree advisor considers that such scenario has no effect whatsoever, other stakeholders’ models indicate a modification in the probability law of this variable. Three participants’ BNs indicate a reduction in the probability that pests are harmful to sales. Whereas the landscape ecologist and conventional fruit tree grower are close to full agreement on the effect of the landscape on pests (-2% and -3.84% respectively), the organic fruit tree grower’s model indicates a reduction in this probability by 24.4%. This disagreement on the effect of the scenario relates specifically to the organic fruit tree grower’s belief that neighboring conventional orchards strongly favor pests. The pedagogic farm manager indicated a positive effect on pests harmful to sales (+11.8%). It is important to notice here that the pedagogic farm manager result should be considered with much care. Indeed, he indicated when giving information to fill his CPT that he did not know the effect of the surrounding landscape in the sense that, according to him, it might have a strongly positive or a strongly negative effect. Consequently, he indicated that he was unable to capture this variability through a probability law and considered the effect between landscape and pests to be unpredictable.

The effect of the scenario about the activity of generalist predators also varies among participants, ranging from -23.4% to +10.8%. Again, whereas the fruit tree advisor considers that such scenario has no effect whatsoever, other stakeholders’ models indicate a modification in the probability law for this variable. The same three stakeholders whose models indicated a reduction in pests as a result of the scenario connect a more complex landscape with more active generalist predators. The landscape ecologist and the organic fruit tree grower agree on the effect of a complex landscape on the activity of generalist predators (+10.8% and +10.7% respectively). The conventional fruit tree grower’s model indicates a close perception of this effect, with a +6.6% rise in probability of generalist predators being active. The pedagogic farm manager’s result, indicating a negative effect on generalist predators (-23.4%), should be taken with the same care due to the same unpredictability issue previously described.

The effect of the scenario on the probability law for the Apple production variable is consistent among all stakeholders. The effect of the scenario ranges from -3.2% to +2% probability of getting first quality apples (fresh). Apart from the fruit tree advisor, all indicated an effect of the scenario on this variable. This effect, however, appears very limited, as some stakeholders indicated when interviewed about it. Again, the same three stakeholders (landscape ecologist,

organic fruit tree grower, and conventional fruit tree grower) shared a similar perception that a complex landscape favors a small increase in the “fresh” state of the Apple production variable (+2%, +1.4%, and +0.2% respectively). Given the very limited effect of the scenario on the Apple production variable among all participants, we can say that participants agree on this effect.

4. Discussion

In a first section, we discuss how this study of ambiguity in socio-ecological systems may be of interest to those interested in landscape ecology applied to agriculture. In the second section, we discuss alternatives to ambiguity modelling. In the final section, we discuss the difficulties involved in participatory BN modelling regarding stakes and time involved for participants.

4.1 Ambiguity in landscape effect

Our participatory BN approach was successful in representing and analyzing ambiguity among stakeholders. Regarding our specific case study, we showed that stakeholders disagree on the effect of the landscape on insects. This variability is consistent with Bianchi et al.'s (2006) synthesis mentioning variability in the measurement of landscape effects from increasing or neutral to decreasing natural enemies' populations. The relation between natural enemies enhanced by the landscape and benefit from pest control is more and more widely challenged in the agroecology literature (e.g. Chaplin-Kramer et al. 2011, Tschardt et al. 2016). In this regard, our results clearly show that the stakeholders actually agree that the landscape effect has a low impact on apple production. We were able to get new insight on why farmers did not previously mention any effect of the landscape on natural enemies, whereas landscape ecology findings regularly do. Even though landscape ecologists may measure more activity by natural enemies in relation to more complex landscapes, local stakeholders do not perceive a significant effect of this phenomenon on farms' economic results. This sheds light on an important distinction between ecological function and ecosystem services (de Groot et al. 2010). It stresses that, even though landscape ecologists may identify a correlation between a more complex landscape and some useful insects (Bianchi et al. 2006), they identify an ecological function and not an ecosystem service of pest control to farmers. Our study suggests that this relation between ecological function and ecological benefits to farmers is far from obvious. It questions the local feasibility of designing pest-suppressing landscapes as long as such causality is not identified. This is in line with some scholars who challenge ecologists to make biodiversity useful for farmers (Letourneau and Bothwell 2008). It explains why local stakeholders may be resistant to such an innovation approach in pest regulation, because they do not think it will bring any significant benefit. It suggests that landscape ecologists should study more explicitly the relation between ecosystem functions stimulated by landscape complexity and benefits farmers may obtain from them.

4.2 Modelling alternatives to ambiguity exploration

Other modelling approaches could have been considered to explore ambiguity between stakeholders. Consensus analysis (Romney et al. 1986) or Q methodology (Stephenson 1953) are statistical methods designed to explore the subjectivity of different stakeholders. They are based on each stakeholder answering a questionnaire (consensus analysis) or ranking a set of assertions (Q methodology) in order to identify groups of stakeholders that are similarly minded about a topic. These two methods deal with ambiguity because their aim is to identify different groups with similar representations on a topic. Stone-Jovicich et al. (2011), for example, used consensus analysis to compare the mental models of two types of stakeholders in a river catchment in South Africa. However, they do not detail the causal relationships between variables involved in a topic. In particular, they do not explore in probabilistic terms how each variable behaves for each stakeholder. In this regard, our approach focuses on each individual representation of these probabilities, whereas the two other methods look for group similarities and differences. Depending on the objective of the research, whether focused on comparing detailed individual representations of a system or grouping similar individuals sharing similar representations, BN or other methodologies mentioned here may be preferred. Application of all three methods on a similar case study could be useful to compare their respective advantages and efficiency in exploring ambiguity.

4.3 Stakes and time constraint in participatory BN modelling

Another challenge regarding this approach is the time involved in participatory BN. Each stakeholder had to mobilize around 12 hours for the whole process (twice three hours for the shared conceptual model, three hours to arrive at the common Bayesian net structure, two hours to elicit the CPT, and one hour for scenario exploration). This is quite a significant amount of time for each stakeholder. In our case study, probably because the stakes were low, we experienced no major controversies or disagreement when constructing the conceptual model of the socio-ecological system and the Bayesian net structure. For the same reason however, we experienced some stakeholder fatigue and difficulty in mobilizing them at the end of the modelling process. The time constraint has to be put into perspective with the importance of what is at stake for the participants. In the event of serious disagreement among stakeholders, it could have been much more time-consuming because each step could have involved much more discussion to reach consensus. However, if stakes had been high, willingness to participate would have probably been higher and stakeholders keener to invest time and energy in a motivating topic. The time constraint is also quite significant in the probability elicitation step, which may be demanding (Düspohl et al. 2012). Shaw et al. (2015), for example, mentioned that a probability elicitation step with one expert required more than five hours to answer 120 probabilities, which is way more than what was needed in our elicitation process. Our opinion is that, because stakeholders were involved in each step of

the construction process, from the initial question to scenario exploration, this favored a clear understanding and appropriation of the model. Such observation argues in favor of stakeholder participation all along the participatory BN modelling approach, but this is never undertaken according to Düspohl et al. (2012). The participants also mentioned that co-constructing step by step a common framework of understanding helped them to understand other participants' perspectives and sometimes even build new knowledge. This learning effect has already been stressed in the case of other modelling approaches involving representation elicitation where interactions between stakeholders favored a shared mental model of a socio-ecological system (Mathevet et al. 2011).

5. Conclusion

BNs are well known for their capacity to deal with ontological uncertainty. However, they do not deal with uncertainties coming from ambiguity. Eliciting and eventually sorting out ambiguities can be critical when it comes to participatory processes. We introduced in this paper an approach alternating collective and individual steps to build individual BNs for different stakeholders about the same socio-ecological system. This participatory BN modelling demonstrated its ability to capture different stakeholders' representations and thus detail ambiguity about how a socio-ecological system may function. This participatory BN modelling approach included stakeholders in all the steps; this has never before been undertaken. Comparison of stakeholders' BNs enabled visualization of each stakeholder's subjectivity and identification of areas of agreement or disagreement about the way stakeholders think the socio-ecological system works and how it reacts to an exploratory scenario. This method applied to a case study regarding different representations of the effect of the landscape on natural enemies within orchards led to understanding the underlying reason for differing representations between local stakeholders and landscape ecology findings. This method is an innovative approach to sorting out ambiguities among stakeholders while conserving ontological uncertainties. It could be used in any context facing apparently contradictory representations among different stakeholders about a socio-ecological system. It would be particularly interesting to use this method in controversial situations where higher stakes may necessitate a detailed understanding of each stakeholder's representation of an issue.

6. References

- Aguilera, P. A., Fernández, A., Fernández, R., Rumí, R., & Salmerón, A. (2011). Bayesian networks in environmental modelling. *Environmental Modelling & Software*, 26(12), 1376–1388. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.06.004>
- Anderson, J. L. (1998). Embracing uncertainty: the interface of Bayesian statistics and cognitive psychology. *Conservation Ecology*, 2(1), 2.
- Bell, A., Zhang, W., & Nou, K. (2016). Pesticide use and cooperative management of natural enemy habitat in a framed field experiment. *Agricultural Systems*, 143, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.11.012>
- Bianchi, F. J. J. A., Booij, C. J. H., & Tscharntke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1595), 1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Brugnach, M., Dewulf, A., Pahl-Wostl, C., & Taillieu, T. (2008). Toward a relational concept of uncertainty: about knowing too little, knowing too differently, and accepting not to know. *Ecology and Society*, 13(2), 30.
- Brunner, R. D., Fitch, J. S., Grassia, J., Kathlene, L., & Hammond, K. R. (1987). Improving Data Utilization: The Case-Wise Alternative. *Policy Sciences*, 20(4), 365–394.
- Cain, J. D., Jinapala, K., Makin, I. W., Somaratna, P. G., Ariyaratna, B. R., & Perera, L. R. (2003). Participatory decision support for agricultural management. A case study from Sri Lanka. *Agricultural Systems*, 76, 457–482.
- Castell, P. (1998). A Consistent Restriction of the Principle of Indifference. *The British Journal for the Philosophy of Science*, 49(3), 387–395.
- Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M. E., Blitzer, E. J., & Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity: Pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters*, 14(9), 922–932. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x>
- Cong, R.-G., Smith, H. G., Olsson, O., & Brady, M. (2014). Managing ecosystem services for agriculture: Will landscape-scale management pay? *Ecological Economics*, 99, 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.01.007>
- Couvet, D., & Teyssèdre, A. (2013). Sciences participatives et biodiversité : de l'exploration à la transformation des socio-écosystèmes. *Cahiers des Amériques latines*, (72–73), 49–64. <https://doi.org/10.4000/cal.2792>
- Crozier, M., & Friedberg, E. (1977). *L'acteur et le système : Les contraintes de l'action collective*. Paris: Points.
- Das, B. (2004). Generating conditional probabilities for Bayesian networks: Easing the knowledge acquisition problem. *arXiv Preprint cs/0411034*.

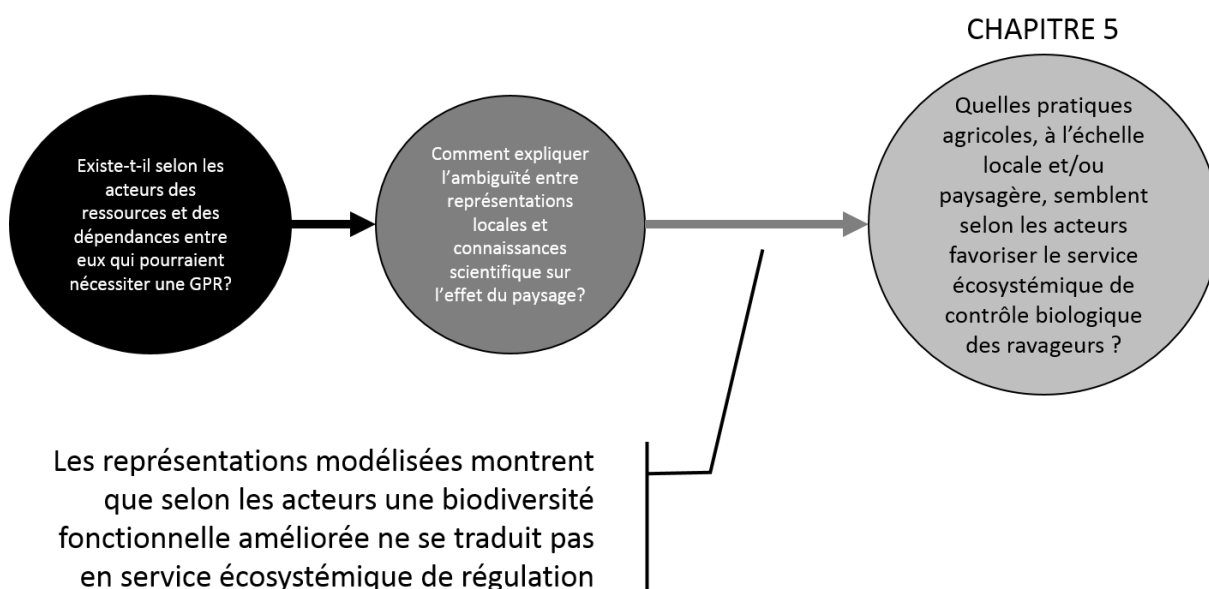
- de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemsen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- Dewulf, A., Craps, M., Bouwen, R., Taillieu, T., & Pahl-Wostl, C. (2005). Integrated management of natural resources: dealing with ambiguous issues, multiple actors and diverging frames. *Water Science and Technology*, 52(6), 115–124.
- Duespohl, M., Frank, S., & Doell, P. (2012). A Review of Bayesian Networks as a Participatory Modeling Approach in Support of Sustainable Environmental Management. *Journal of Sustainable Development*, 5(12). <https://doi.org/10.5539/jsd.v5n12p1>
- Epstein, J. M. (2008). Why model? *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 11(4), 12.
- Etienne, M. (2010). *La modélisation d'accompagnement*. Versailles: Quae.
- Etienne, M., Du Toit, D. R., & Pollard, S. (2011). ARDI: a co-construction method for participatory modeling in natural resources management. *Ecology and Society*, 16(1), 44.
- Grzegorzczak, M., & Husmeier, D. (2009). Non-stationary continuous dynamic Bayesian networks. In *Advances in Neural Information Processing Systems* (pp. 682–690).
- Holzkämper, A., Kumar, V., SurrIDGE, B. W. J., Paetzold, A., & Lerner, D. N. (2012). Bringing diverse knowledge sources together – A meta-model for supporting integrated catchment management. *Journal of Environmental Management*, 96(1), 116–127. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.10.016>
- Jalonen, H. (2012). The uncertainty of innovation: a systematic review of the literature. *Journal of Management Research*, 4(1). <https://doi.org/10.5296/jmr.v4i1.1039>
- Jones, N., Ross, H., Lynam, T., Perez, P., & Leitch, A. (2011). Mental models: an interdisciplinary synthesis of theory and methods. *Ecology & Society*, 16(1), 46.
- Knight, F. H. (1921). *Risk, uncertainty and profit*. Boston, MA: Hart, Schaffner & Marx; Houghton Mifflin Co.
- Kumar, V., Holzkaemper, A., SurrIDGE, B., Rockett, P. I., Niranjan, M., & Lerner, D. N. (2008). Bayesian challenges in integrated catchment modelling. In *Proceedings of iEMSS 2008: International Congress on Environmental Modelling and Software, Integrating Sciences and Information Technology for Environmental Assessment and Decision Making, Barcelona* (pp. 362–371).
- Landuyt, D., Broekx, S., D'hondt, R., Engelen, G., Aertsens, J., & Goethals, P. L. M. (2013). A review of Bayesian belief networks in ecosystem service modelling. *Environmental Modelling & Software*, 46, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.03.011>
- Letourneau, D. K., & Bothwell, S. G. (2008). Comparison of organic and conventional farms: challenging ecologists to make biodiversity functional. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(8), 430–438. <https://doi.org/10.1890/070081>
- Mathevet, R., Etienne, M., Lynam, T., & Calvet, C. (2011). Water Management in the Camargue Biosphere Reserve: Insights from Comparative Mental Models Analysis. *Ecology & Society*, 16(1), 46.
- Potier, D. (2014). *Pesticides et agroécologie - Les champs du possible*. <http://agriculture.gouv.fr/telecharger/56000?token=7bf92926cba72dbc99beeeef8758248e>

- Rittel, H. W. J., & Webber, M. M. (1973). Dilemmas in a General Theory of Planning. *Policy Sciences*, 4, 155–169.
- Romney, A. K., Weller, S. C., & Batchelder, W. H. (1986). Culture as consensus: A theory of culture and informant accuracy. *American Anthropologist*, 88(2), 313–338.
- Ropero, R. F., Rumí, R., & Aguilera, P. A. (2016). Modelling uncertainty in social–natural interactions. *Environmental Modelling & Software*, 75, 362–372.
- Rusch, A., Chaplin-Kramer, R., Gardiner, M. M., Hawro, V., Holland, J., Landis, D., Thies, C., Tschardtke, T., Weisser, W. W., Winqvist, C., Woltz, M., Bommarco, R. (2016). Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, 198–204. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039>
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27, 379–423, 623–656.
- Shaw, E., Kumar, V., Lange, E., & Lerner, D. N. (2016). Exploring the utility of Bayesian Networks for modelling cultural ecosystem services: A canoeing case study. *The Science of the Total Environment*, 540, 71–78. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.027>
- Simon, S., Bouvier, J.-C., Debras, J.-F., & Sauphanor, B. (2010). Biodiversity and pest management in orchard systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30(1), 139–152. <https://doi.org/10.1051/agro/2009013>
- Stephenson, W. (1953). *The Study of Behavior: Q-technique and Its Methodology*. University of Chicago Press.
- Stone-Jovicich, S. S., Lynam, T., Leitch, A., & Jones, N. A. (2011). Using consensus analysis to assess mental models about water use and management in the Crocodile River catchment, South Africa. *Ecology and Society*, 16(1), 45.
- Tschardtke, T., Karp, D. S., Chaplin-Kramer, R., Batáry, P., DeClerck, F., Gratton, C., Hunt, L., Ives, A., Jonsson, M., Larsen, A., Martin, E. A., Martínez-Salinas, A., Meehan, T. D., O'Rourke, M., Poveda, K., Rosenheim, J. A., Rusch, A., Schellhorn, N., Wanger, T. C., Wratten, S., Zhang, W. (2016). When natural habitat fails to enhance biological pest control – Five hypotheses. *Biological Conservation*. In press <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.001>
- Voinov, A., & Bousquet, F. (2010). Modelling with stakeholders. *Environmental Modelling & Software*, 25(11), 1268–1281.
- Walker, W. E., Harremoës, P., Rotmans, J., van der Sluijs, J. P., van Asselt, M. B., Janssen, P., & Krayen von Krauss, M. P. (2003). Defining uncertainty: a conceptual basis for uncertainty management in model-based decision support. *Integrated Assessment*, 4(1), 5–17.

Synthèse du chapitre 4 et évolution du questionnement

Dans le chapitre 4 nous avons exploré la question de l'ambiguïté entre les représentations des acteurs locaux et les connaissances scientifiques en écologie du paysage. A l'aide d'une méthode de modélisation participative Bayésienne nous avons été capables de comparer les représentations des différents acteurs participants. Nous avons pu mettre à jour que si un paysage plus complexe pouvait avoir pour certains acteurs un effet positif notable sur la biodiversité fonctionnelle, cet effet ne se traduisait pour aucun sous forme de service écosystémique significatif au niveau de la régulation biologique des ravageurs. En ce sens, selon les participants, il n'y a donc pas finalement d'ambiguïté sur les bénéfices que peuvent obtenir les acteurs d'un paysage plus complexe sur notre zone d'étude. Il subsiste toutefois de l'ambiguïté dans les représentations des acteurs sur l'effet du paysage sur la biodiversité.

Dans l'état actuel des représentations, le paysage n'apparaît pas donc pas comme une voie permettant d'augmenter significativement le service écosystémique de régulation biologique des ravageurs. Dans ce sens, l'absence de bénéfice perçue comme provenant du paysage est un frein à la mobilisation des acteurs locaux dans une perspective de GPR. Au-delà de cette limite, on peut dès lors se poser la question des pratiques qui apparaissent, pour les acteurs participants à cette modélisation participative, comme les plus susceptibles de favoriser la régulation biologique.

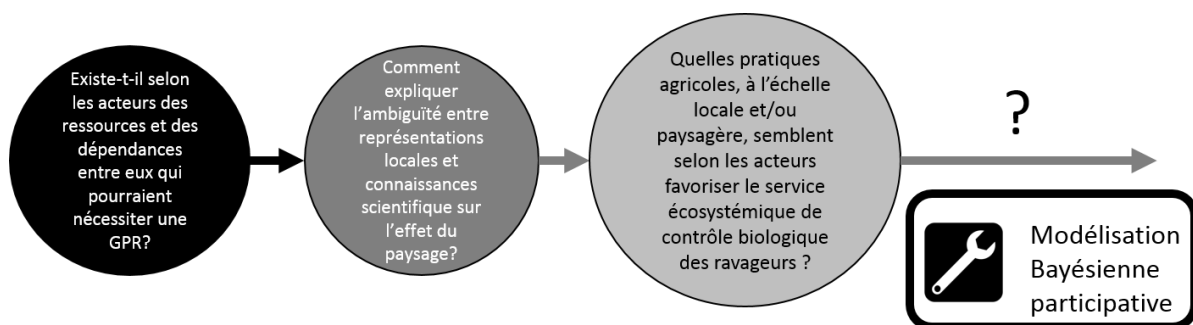


Chapitre 5

Présentation du chapitre 5

Dans le Chapitre 5 nous avons cherché à déterminer quelles pratiques, à l'échelle locale ou du paysage, sont les plus susceptibles de favoriser le service écosystémique de régulation des ravageurs aux yeux des acteurs impliqués dans notre modélisation participative. Pour cela nous avons utilisé les réseaux bayésiens que chaque participant a construit, et que nous avons déjà présenté au chapitre 4 précédent, pour explorer différents scénarios en faveur de ce service écosystémique.

L'article correspondant à ce chapitre détaille en particulier l'impact de scénarios de pratiques agricoles potentiellement favorables aux ennemis naturels selon la littérature scientifique. A savoir : l'impact de l'effet d'un paysage à forte proportion d'éléments semi-naturels ; la mise en place d'un inter-rang de végétation spontanée dans les vergers ; la mise en place d'un changement combinant toutes les pratiques favorables aux ennemis naturels présentes dans la structure du modèle. Nous avons analysé et comparé les impacts de ces scénarios sur les modèles Bayésiens de chaque participant.



Prospecting with stakeholders habitat management at landscape and local scale for biological control ecosystem service¹²

Salliou, N., Vialatte, A., Monteil, C., Barnaud, C.

Abstract

Habitat management is a promising approach to favor biological control ecosystem service by enhancing natural enemies. However, habitat management, whether at local or landscape scale, remains very uncertain for farmers. Interactions between ecological processes and agricultural practices at stake are indeed highly uncertain and site-specific which makes implementation difficult. Thus, prospecting innovations based on habitat management may benefit from integrating local stakeholders and their knowledge in a process which recognizes social and ecological uncertainties. Our objective is to explore together with local stakeholders how they perceive agricultural practices, ecological processes and services related to biological pest control and habitat management. In order to do so, we conducted a participatory Bayesian Network (BN) modelling approach in Southwest France around apple orchard cultivation with five participants. BN are recognized for their capacity to deal with uncertainties. Participants structured together a common Bayesian net with variables of their local socio-ecological system. Then, each participant parametrized his own BN with social and ecological uncertainties as he perceived them. We explored scenarios favoring natural enemies and habitat manipulation with each participant's BN. We could consequently compare how different stakeholders perceive natural enemies and habitat manipulation impact on the biological control ecosystem service. We found that a complex landscape with high proportion of semi-natural habitats does not translate into significant biological control for most participants even though some stakeholders perceive a significant impact on generalist predators' activity within orchards. Habitat management was more promising at the local than landscape scale in order to provide a biological control ecosystem service within apple orchards. We suggest that further research in the area should look into designing habitat manipulation of inter-row vegetation of orchards together with local stakeholders.

1. Introduction

There's a growing worldwide concern regarding agriculture's impact on ecosystems. Pesticides are well known for their negative effects on biodiversity (Geiger et al. 2010) and human health (Weisenburger 1993). And yet, many farmers still use them. Nowadays, many public policies aim at reducing pesticide use and subsidize less pesticide intensive practices¹³.

¹² Ce chapitre fait l'objet d'un article qui sera soumis prochainement pour *Landscape Ecology* : N., Salliou, Vialatte, A., Monteil, C., Barnaud, C. Prospecting with stakeholders habitat management at landscape and local scale for biological control ecosystem service

¹³ In France, the Écophyto public policy aims at reducing pesticide use by 50% by 2018 and later rescheduled its objectives to 50% by 2025 due to deceiving mid-term evaluation (Potier 2014).

In this context, agroecology appears as a promising approach (Duru et al. 2015b). As a biodiversity-based agriculture, agroecology seeks to make use of biodiversity to increase agricultural production or limits chemical inputs. For example, it may use natural enemies of insect pests for biological control instead of using pesticides (Altieri & Nichols 2004). Integrated Pest Management (IPM) is a widely used strategy which monitors pests and their natural enemies to assess the possibility to limit pesticide applications and substitute them with biological control when economically sound (Dent 1995). Habitat management appears as a promising complementary strategy to IPM to enhance biological control by providing resources, alternative prey or hosts, and shelter from adverse conditions (Landis et al. (2000). In orchards, this may imply changes at both the orchard and landscape levels: management of the ground covers, understory plants and plant assemblages at the orchard level (Simon et al. 2010) and management of semi-natural habitats at the landscape scale (Bianchi et al. 2006, Veres et al. 2013).

Even though underlying ecological processes linked with these habitats at orchard and landscape scale have been extensively studied (e.g Monteiro et al. 2013, Maalouly et al. 2013 and review in Simon et al. 2010), mobilizing habitat management within agroecosystems to provide pest control ecosystem services to farmers remains poorly studied and benefits are often implicitly assumed rather than explicitly demonstrated (Griffiths et al. 2007). For Thies and Tschardtke (1999), knowledge available is insufficient to design biological pest control enhancing landscapes. In the specific case of orchards, few studies addressed the correlation between the specific features of the agricultural area and benefits of pest control to farmers like lower pesticide use or less fruit damage (Simon et al. 2010). Most field experiments in orchards remained at the field scale with herbaceous plants (Simon et al. 2010). Knowledge available about ecological processes at local and landscape scale and their relation to ecosystem services to farmers by habitats management is so far insufficient for implementation (Tschardtke et al. 2005, Simon et al. 2010).

One of the limitation is the spatial scale mismatch (SSM) between landscape scale ecological processes and the scale of ecosystem management (Cumming et al. 2006). SSM in agriculture may exist between the farm scale and ecological processes at the landscape scale from which ecosystem services can be obtained (Pelosi et al. 2010). When SSM occurs it may require overarching institutional arrangements integrating social and ecological processes (Pelosi et al. 2010). On this regard, landscape scale management of pest control ecosystem service is a promising approach as farmers are willing to cooperate to do so (Stallman 2016) and is theoretically beneficial (Cong et al. 2014, Bell et al. 2016). And yet, no study has actually considered stakeholder's perspectives in order to see how they consider these habitat management practices at both scales, their underlying ecological processes, and if they perceive they could bring some ecosystem services benefits. This paper addresses this gap by evaluating how stakeholders consider the effects of habitat management at local and landscape scale.

However, such evaluation is complicated because only very few field experiments exist (Simon et al. 2010) and, according to our knowledge, only one known case study of landscape-scale habitat management by farmers has been documented (Sigwalt et al. 2012). Nassauer & Opdam (2008) stressed the difficulty to transfer landscape ecology findings to society and defend a design approach to explore “intentional change of landscape pattern for the purpose of sustainably providing ecosystem services”. According to Duru et al. (2015b), the lack of practical application and design of biodiversity-based agriculture is due to high uncertainties about relations between agricultural practices, ecological processes and ecosystem services as well as the site-specific character of agroecological practices. They suggest that participatory modelling approaches mixing experiential and scientific knowledge have the potential to foster innovations towards biodiversity-based agriculture because they enable to (1) acknowledge uncertainties (2) integrate local specificities and (3) cover social as well as ecological dimensions surrounding farming activities. Modelling is especially necessary when direct experimentation is difficult due to the scale of innovations (e.g. manipulating habitats at a landscape scale) and time span (e.g. an hedgerow needs several years to grow). Moreover, participatory modelling enables to integrate both scientific knowledge and local stakeholder’s knowledge, which is critical for innovations in the field of habitat management (Steingröver et al. 2010).

In this paper, we propose to explore through participatory modelling how different stakeholders perceive agricultural practices, ecological processes and ecosystem services about biological pest control and habitat management. Our participatory modelling addresses the three main issues of agroecological innovations underlined by Duru et al. (2015), i.e. uncertainties, local specificities, and integration of social as well as ecological dimensions.

- (1) We acknowledged uncertainties by using a participatory Bayesian modelling which is recognized approach to explore uncertainties (Voinov & Bousquet 2010). We modelled two types of uncertainties which are critical in socio-ecological systems (SES): ontological uncertainties (Walker et al. 2013) and ambiguity (Brugnach et al. 2011). Ontological uncertainty is about the inherent variability of phenomena. Ambiguity derives from the existence of different individuals’ representations of the world. Ambiguity is a challenging form of uncertainty when a common framework of understanding is needed among different individuals (Brugnach et al. 2011) which would be the case if stakeholders wanted to cooperate for landscape-scale habitat management (Cumming et al. 2006, Pelosi et al. 2010). Ambiguity is elicited by establishing a Bayesian Network (BN) for each participant, thus eliciting each participant’s perspective on the SES at stake.
- (2) We integrated local specificities by conducting a research-action in an apple orchard producing area. We directly involved local stakeholders of this area and a landscape ecology scientist. Data to structure and parametrize Bayesian models are directly coming from stakeholders themselves (Landuyt et al. 2013).

(3) We integrated both ecological and social dimensions to explore ecosystem service within farms (Lescouret et al. 2015). BNs are well adapted to explore social and ecological interactions (Ropero et al. 2016) and to model ecosystem services (Landuyt et al. 2013). Moreover, we established the structure of the BN by using the ARDI methodology which facilitates the elicitation by stakeholder of the structure of the SES at stake (Etienne et al. 2011).

Doing so, our methodology was able to analyze and compare how different stakeholders are perceiving different scenarios regarding biological control and habitat management within apple orchards.

2. Method

2.1 Case study background and participants

Our study was conducted in the South-West of France in an agricultural region where alluvial terraces along the Aveyron and Tarn rivers are specialized in fruit tree production. The main orchard acreage in the area is apple with less surface under plum, peaches, pear, kiwi and cherry production. The other major crop in the studied area is maize which regularly separates fruit farms from one another in the landscape (Fig 1). Both orchards and maize production are irrigated using waters from Aveyron or Tarn rivers.

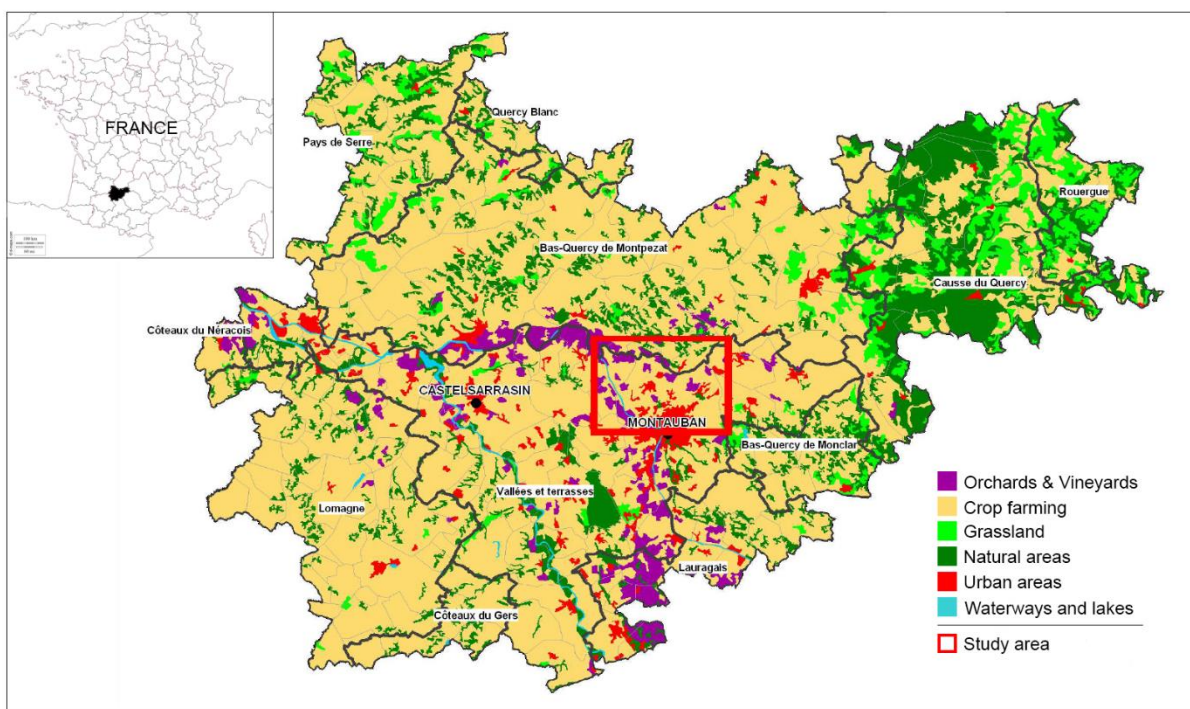


Figure 1 : Localization of case study area and main land use in the Tarn-et-Garonne department in 2013 (Adapted from DDT82 Fiche département rural 2013)

The majority of apple producers in the area are conventional producers involved in long supply chains towards grocery stores and supermarkets. Even though it's a strategy on the rise, a minority of producers are certified organic and/or sells directly to consumers.

Four local stakeholders involved in the fruit tree production sector participated to our research process. These four stakeholders are: a conventional apple producer, an organic apple producer, the farm manager of the local agricultural high school and a fruit tree advisor from a local experimentation center. A fifth stakeholder is a landscape ecologist researcher conducting research on biological control by conservation. Hence, we combined empirical knowledge (farmers), technical knowledge (advisors) and scientific knowledge (researcher) which are three major types of knowledge that are important to take into account in

agricultural innovation (Girard and Naverrete, 2005). Besides, both producers represent two ends of a spectrum regarding orchardists' protection strategy at the farm level (Pissonier et al. 2016). The organic producer has high environmental concerns use no synthetic pesticides and compensates lower yields with high selling prices. The conventional producer aims at high yields and visual quality by using mainly synthetic pesticides and is constrained by low prices. As for the advisor and the high school farm manager, they deal with both organic and conventional orchards.

2.2 Modelling approach

Our participatory modelling approach followed three main steps:

1. During a collective workshops, participants established a conceptual model of the socio-ecological system (SES) at stake around the issue of biological control. To do so, we used the ARDI (Actor-Resource-Dynamic-Interaction) method which is designed to build with stakeholders a conceptual model of a SES (Etienne et al. 2011). Stakeholders are accompanied in a series of workshops by a facilitator in order to build collectively a conceptual model of a SES representing its key actors (humans and non-humans), its key resources, their dynamics and the interactions connecting them. Workshops first focus on listing Actors (A), Resources (R) and eventually Dynamics (D). Finally, the last workshop is about synthesizing and connecting previously identified actors, resources and dynamics together to form the final Interaction (I) diagram. This interaction diagram is the final conceptual model of the (SES).
2. The ARDI conceptual model was collectively turned into a Bayesian Network (BN) by participants. Each component of the conceptual model was translated into a node of a hierarchical causality network. Such hierarchical causality network forms the structure of a BN. Nodes which are influencing other nodes by causality links are called "parent nodes" while influenced nodes are called "child nodes". The structure of the obtained network is shown in figure 2. Nodes' states were also defined by participants. Node's states describe all situations that can be encountered about that node. For example, participants considered that the neighbouring fields of grain growers could be whether under three potential land cover (or states): crop, meadow or forest. Agreed states and nodes are described in table 1.

Node as defined by stakeholders	Node definition	States as defined by stakeholders	Remark
Supply chain	Commercial outlets	Short, Long	n/a
Agricultural advisor	Technicians providing advice for apple orchards	Coop and public, Pesticide seller, None	n/a
Plant variety	Apple rootstock and cultivar	<u>Rustique</u> , <u>rustique</u>	Non Polysemy of “ <u>rustique</u> ”
Mating disruption	Chemical disruption of Codling Moth and <u>Tortrix</u> reproduction	None, present	n/a
Pesticides	Chemical compounds used to control pests	Specific, spectrum	Broad Does not include Affirm
Affirm	Pesticide sprayed against Codling moth and <u>Tortrix</u> 's eggs	Used, Not used	Affirm is potentially harmful to <i>Aphelinus mali</i> .
<i>Aphelinus mali</i>	Natural enemy parasitizing woolly aphids	Absent, present	n/a
Sheltering hedgerow	On-farm hedgerow sheltering natural enemies	Absent, present	n/a
Neighbouring fields from grain growers	Land use of adjacent grain growers fields	Crops, Meadows	Woods, n/a
Neighbouring fields from fruit tree growers	Land use of adjacent fruit tree growers fields	Organic, Conventional, None	n/a
Inter-row vegetation	Stretch of vegetation between two fruit tree rows	Mowed, not mowed	Not mowing is thought to generate habitats for insects
Codling moth and <u>Tortrix</u>	Two pests from the <u>Tortricidae</u> family which <u>larvas</u> damage apples	Below threshold, 0.5% threshold	0.5% Above Threshold = 0.5% of fruits observed in the orchard attacked by the pest
Pests	Insects potentially damaging apples	Harmful to sales, not harmful	Except Codling moth and <u>Tortrix</u> and Woolly aphids
Generalist predators	Insects predating on wide array of preys	Active, Non active	“Active” according to stakeholders means : quantity, diversity and seasonality of these predators
Woolly aphids	Woolly aphids (<u>Eriosoma lanigerum</u>) is a sap-sucking pest of apple trees. Its honeydew favors sooty mold fungi development and may spoils the fruit.	Absent, very strong presence	n/a
Pollinators	All insects pollinating apple trees	Satisfactory presence, unsatisfactory	n/a
Water	Water available for apple tree growth	Deficit, No deficit	n/a
Apple production	Output of an apple orchard	Fresh, For processing, Discarded	“Fresh” is the better priced type of apple on the market (no apparent defect)

Table 1: Overview of Bayesian Network nodes and states as collectively agreed by participants

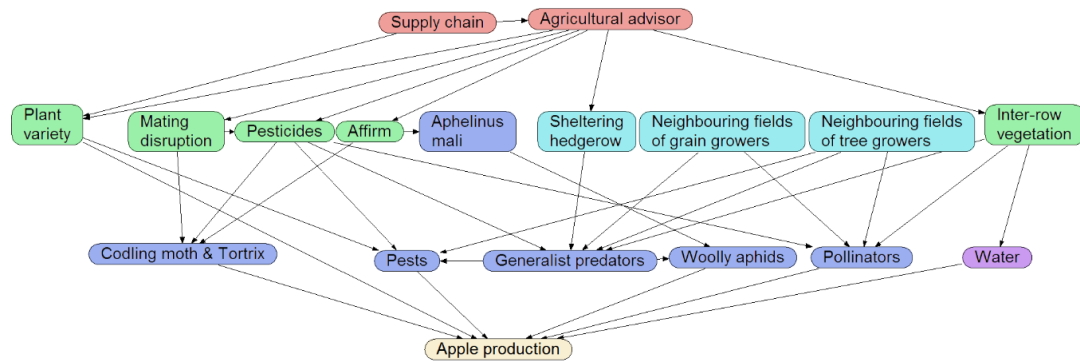


Figure 2: Structure of the Bayesian network constructed by participants. For indication, it is possible to distinguish nodes about landscape (light blue), agricultural practices (green), social factors (red), insect populations (dark blue), abiotic factor (purple) and economic output (yellow).

- Each stakeholder parameterized the BN according to its own representation of how the SES works. This process implies for each node of the network to elicit the probability that each of its state will occur for all combinations of states of the parent nodes. All these probabilities constitute a Conditional Probability Table (CPT). Each participant elicited in an individual interview the 266 conditional probabilities constituting his CPT. Imagery and user-friendly eliciting technique were used to ease the acquisition process of probabilities (Anderson et al. 1998). The final BN of each participant, compiling the common BN structure and states with individual CPT, was compiled by the Netica software (V5.18), a specialized software in Bayesian modelling. This program was used for inferring scenarios.

2.3 Scenario exploration

BN can be used in a top-down manner for scenario and impact analysis. Top-down means that it is possible to change the probability laws of one or several parent nodes and analyze how states of nodes situated in lower part of the network's hierarchy have their state's distribution changed (Duespohl et al. 2012). With each of the individual BN, we simulated five scenarios related with biological control and habitat management. These scenarios are described in table 2. As an example, scenario 1 explores the impact of *Aphelinus mali*'s certain presence within orchards. The *Aphelinus mali* node has two child nodes (Fig. 2), "Woolly aphids" and "Apple production", which may be analyzed for scenario impact. We distinguished three types of scenario. (a) Scenario 1 & 2 explore the impact of ecological processes on ecosystem services, (b) Scenario 3 & 4 are about habitat management at orchard and landscape-scale respectively, (c) scenario 5 explores a more radical redesign scenario with habitat management at both scales associated with other biological control friendly practices.

Type of scenario	Scenario	Rationale of the scenario	Parameterization of nodes for the scenario	Potentially impacted nodes
Testing ecological processes impact on pest control ecosystem service	1 – <i>Aphelinus mali</i> 's presence in apple orchards is certain	<i>Aphelinus mali</i> is a parasitoid wasp laying its eggs in Woolly aphids' (<i>Eriosoma lanigerum</i>) bodies. Woolly aphids spoils apples by favoring fungus development (Weber and Brown 1988)	<ul style="list-style-type: none"> • “Presence” state of the “Aphelinus mali” node = 100% 	<ul style="list-style-type: none"> • Apple production • Woolly Aphids
	2 – Generalists predators' activity is certain	Ladybugs, lacewings and earwigs and many others are quite commonly found in apple orchards where they can predate on aphids and spider mites. (Symondson et al. 2003)	<ul style="list-style-type: none"> • “Active” state of “Generalist predator” node = 100% 	<ul style="list-style-type: none"> • Apple production • Pests • Woolly Aphids
Habitat management	3 - Surrounding landscape with high proportion of semi-natural habitats	Recent studies in landscape ecology suggest that a high proportion of semi-natural habitats in an agricultural landscape favors biological pest control (Bianchi et al. 2006, Rusch et al. 2016). Landscape with high proportion of semi-natural habitats are said to be “complex” (Thies & Tschardtke 1999).	<ul style="list-style-type: none"> • “Presence” state of “sheltering hedgerow” node = 100% • “woods” and “meadows” states of “neighbouring fields of grain growers” node = 50% • “no orchards” state of “neighbouring fields from fruit growers” node = 100% 	<ul style="list-style-type: none"> • Apple production • Generalist predators • Pests • Pollinators • Woolly aphids
	4- Inter-row vegetation of apple orchards left unmowed	Some results show that decreasing mowing frequency increased densities of natural enemies in the alleys of orchards (Horton et al. 2003)	<ul style="list-style-type: none"> • “Not mowed” state of “Inter-row vegetation” node = 100% 	<ul style="list-style-type: none"> • Apple production • Generalist predators • Pests • Pollinators • Water • Woolly aphids
Agroecological changes at the farm and landscape level	5 - Systemic change of all agricultural practices favorable to natural enemies	The transition towards sustainable farm management may require system redesign (Hill and MacRae 1995) and may require the consistent change of all farming practices towards biological pest control rather than a step-by step	<ul style="list-style-type: none"> • “Presence” state of “sheltering hedgerow” node = 100% • “woods” and “meadows” states of “neighbouring fields of grain growers” node = 50% • “no orchards” state of “neighbouring 	<ul style="list-style-type: none"> • Apple production • Codling moth and Tortrix • Generalist predators • Pests • Pollinators • Water

	change (Meynard et al. 2012).	fields from fruit growers” node = 100% <ul style="list-style-type: none"> • “Not mowed” state of “Inter-row vegetation” node = 100% • “Specific” state of “pesticide” node = 100% • “Presence” state of “Mating disruption” node = 100% 	<ul style="list-style-type: none"> • Woolly aphids
--	-------------------------------	---	---

Table 2: Overview and description of the five scenarios used on each participant’s Bayesian Network

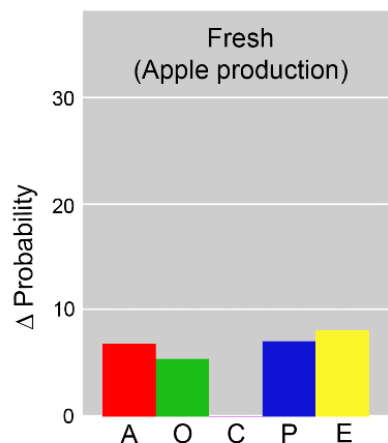
We analyzed the impact of each scenario on the BN of each participant by comparing probability laws variation for impacted child nodes. For example, if a scenario impact the probability to have active generalist predators from 30% to 40%, we consider that there is a “Δ probability” for this state of +10. For each scenario, we first focused on the impact on the “apple production” node probability distribution of each participant’s BN. The impact on the “apple production” node gives a direct indication on the evolution of benefit as perceived by each participant. When this benefit is derived from changes on ecological variables, we considered it as an ecosystem service. We follow here the classical definition of an ecosystem service as stated in the Millenium Economic Assessment (MEA 2005).

3. Results

In this section, we will introduce the results obtained from the exploration of the five scenarios presented in table 2.

3.1 Scenario 1 : *Aphelinus mali*'s presence in apple orchards is certain

Results from this scenario are presented in graph 1. All participants except the conventional producer's BN indicated an increase in the probability of fresh apple production (top quality and higher price on the market). The conventional producer indicated no effect because he informed us that he owns a waxing machine which erases appearance defects related with the presence of Woolly aphids. For all other participants, their BN indicated a benefit from an enhanced presence of *Aphelinus mali* with probability increases ranging from +5.4 to +8.1¹⁴. In the BN structure (Fig. 2), only the "Affirm" node may influence the *Aphelinus mali* node. A complementary analysis explored the effect of not using this pesticide on *Aphelinus mali*. The impact is null for 4 participants except for the Pedagogic farm manager for whom the absence of this pesticide is detrimental to *Aphelinus mali*'s presence (-12) (Annex 2). This last result is quite surprising as it suggests that *Aphelinus mali* might be favored by a pesticide. The fact that a majority of participants do not relate Affirm with an impact on *Aphelinus mali* is logical because Affirm is used in summer when *Aphelinus mali* populations are abundant. *Aphelinus mali* seems to be an efficient natural enemy related with quite significant ecosystem services to apple producers. However, there is no agricultural practice in the vision of participants which could enhance its parasitism rate and thus favor higher production benefits for farmers.



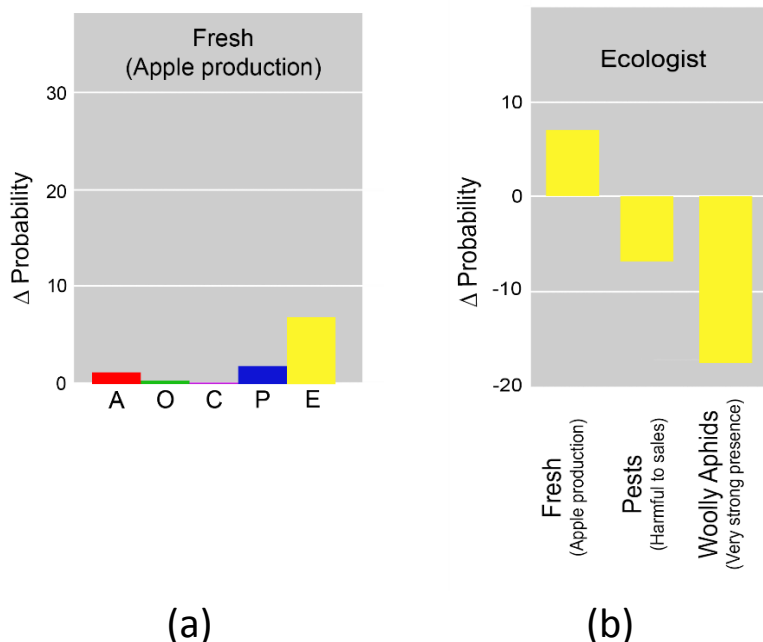
Graph 1: Variation of the probability for the "Fresh" state of the "Apple production" node as a result of the *Aphelinus mali* scenario (Probability of state "present" of "*Aphelinus mali*" node: 100%) for each

¹⁴ 5 points increase in fresh sales means an approximate gross profit of 1000 € per hectare for a conventional orchard in the area – with variations depending on many variables like the variety, market prices and yearly yield (CER France et al. 2013). Organic prices can be twice as much as conventional ones but yields are usually significantly lower (Stévenin 2011).

participant. A=Advisor, O=Organic producer, C=Conventional producer, P=Pedagogic farm manager, E=Ecologist

3.2 Scenario 2: Generalists predators' activity is certain

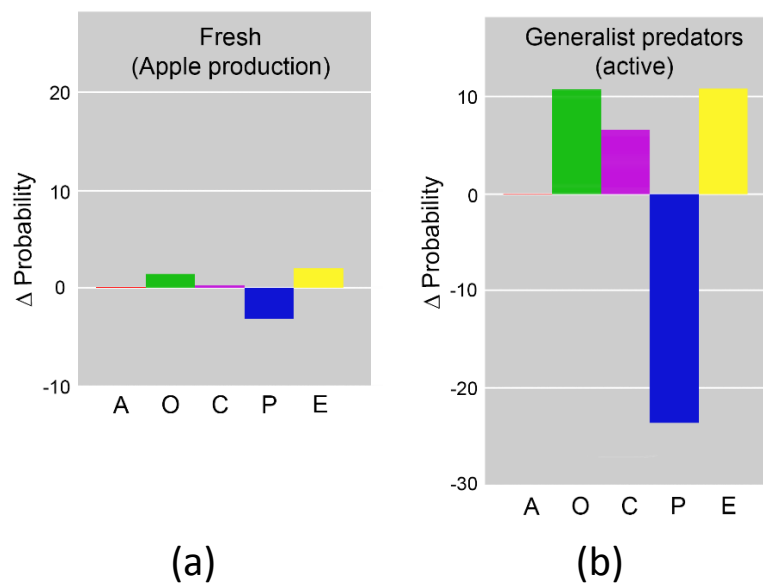
The generalist predator scenario is based on the certainty that the generalist predators are active within orchards. Results of this scenario on the apple production variable for each participant are presented in Graph 2 (a). For all participants except the ecologist, the effect of active generalist predators on the apple production variable is positive but remains of very low [from +0.3 to +1.8]. There is ambiguity between the ecologist's BN and other participants' BN with +6.9 points increase in the fresh state of the production variable. For the ecologist it is both the effect of the reduction of harmful pests (-6.82) and a decrease in woolly aphids presence (-17.4) which explain this benefit to farmers (Graph 2 (b)). The certain activity of Generalist predator's has variable effect for other participants' BN on "Woolly aphids" and "Pests" variables. The pedagogic farm manager and organic producer share a similar view that generalist predator's activity relates to the reduction of the probability of "Pests harmful to sales" (-9.7 and -10.2 respectively). The advisor's BN indicates a reduction effect on Woolly aphids (-6.9). The conventional producer's BN indicates a very significant rise in Woolly aphid presence (+33.7). Even though these effects on pests and woolly aphids are significant for these four stakeholders, it poorly relates with significant benefits to farmers.



Graph 2: (a) Variation of the probability for the "Fresh" state of the "Apple production" node as a result of the Generalist predator scenario (Probability of state "active" of "Generalist predator" node: 100%) for each participant. (b) Variation of probabilities for Apple production, Pests and Woolly aphids variables as a result of the generalist predator scenario for the Ecologist. A=Advisor, O=Organic producer, C=Conventional producer, P=Pedagogic farm manager, E=Ecologist

3.3 Scenario 3 : Landscape with high proportion of semi-natural habitats

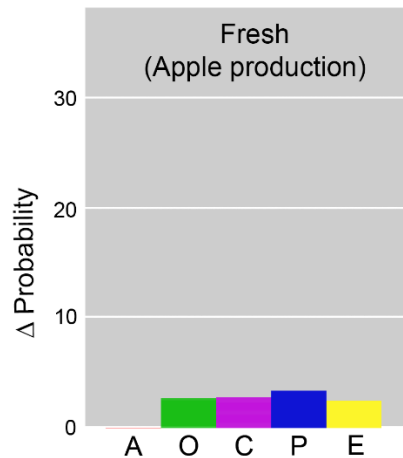
The complex landscape scenario indicates that, according to the participants, the effect of landscape complexity on apple production is low or negative ranging from -3.2 to +2 points. (Graph 3 (a)). The pedagogic farmer's BN is the only participant to indicate a slight negative tendency with -3.2 points which suggests potential ambiguity with other participants about the effect of a complex landscape on natural enemies. The graph 3 (b) shows the effect of the complex landscape scenario on the generalist predator variable for each participant. The ecologist and the organic producer agree on the effect of a complex landscape on generalist predator (+10.8 and +10.7 respectively) and the conventional producer's BN indicate a lower but quite similar effect (+6.6). The advisor's BN indicates no effect whatsoever and the pedagogic farm manager's BN indicating a significant decline (-23.4). While there is no ambiguity between the organic producer and the ecologist on the effect of a complex landscape on generalist predators' activity, the uncertainty remains significant among all participants.



Graph 3: (a) Variation of the probability for the “Fresh” state of the “Apple production” node as a result of the complex landscape scenario. (b) Variation of the probability for the “active” state of the “generalist predator” node as a result of the complex landscape scenario. Parameters of the complex landscape scenario: Probability of “presence” of a sheltering hedgerow: 100%, Probability of “woods” and “meadows” for the “neighbouring fields of grain growers” node: 50%, probability of no orchards in “neighbouring fields from fruit growers” node: 100%). A=Advisor, O=Organic producer, C=Conventional producer, P=Pedagogic farm manager, E=Ecologist.

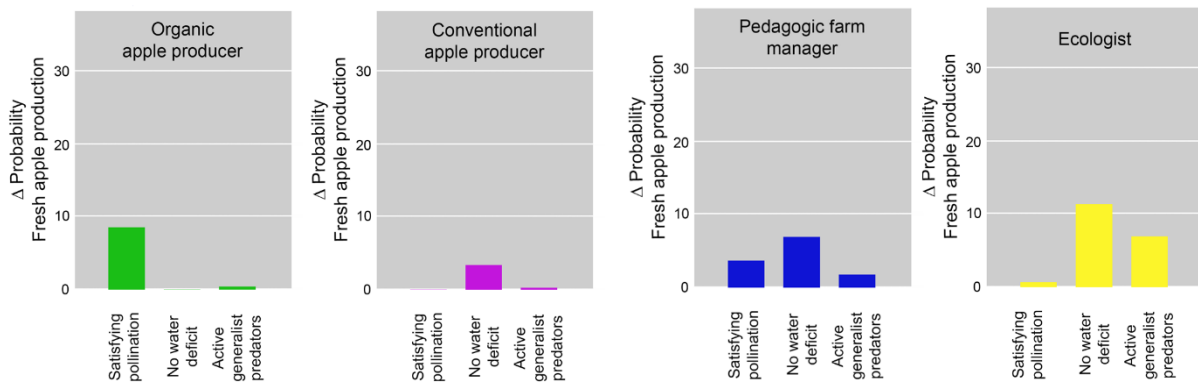
3.4 Scenario 4: Spontaneous vegetation in the inter-rows of orchards'

The effect of the presence of a spontaneous inter-row (not mowed) in orchards are shown by graph 4. The impact on apple production is positive for all participants [from +2.7 to +3.4] except the advisor whose network indicates no effect. Even though the impact is rather limited, all participants except the advisor agree on the effect of this agricultural practice on apple production.



Graph 4 : Variation of the probability for the “Fresh” state of the “Apple production” node as a result of the spontaneous vegetation scenario. A=Advisor, O=Organic producer, C=Conventional producer, P=Pedagogic farm manager, E=Ecologist.

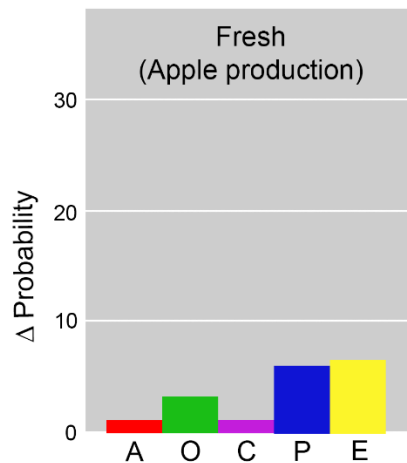
Interestingly, even though all participants but the advisor agree on the impact of this scenario on the apple production node, additional analyses show they actually disagree on the main factors explaining this effect. The inter-row vegetation node influence three variables in the network: Water, Pollinators and Generalist predators (Fig. 2). In order to weight the importance of each of these three nodes to explain the impact of the spontaneous vegetation scenario we analyzed for each participant’s BN, which indicated a positive impact, the weight of each node on the Apple production variable independently (Graph 5). For the organic producer, the main variable explaining a production benefit is related with the pollination service enhancement (+8.5). For the conventional apple producer, the main factor is related with limiting the water deficit probability (+3.4). The pedagogic farm manager relates the benefit from a spontaneous vegetation to all three factors. Finally, for the Ecologist it is mainly the generalist predators and water factors which bring the raise in the production variable (+10.7 for less water deficit and +6.9 for more active generalist predators).



Graph 5: Variation of the “Fresh” state of the apple production variable as a result of the following parameters change: (1) Satisfying pollination with “Satisfying pollination” state = 100% (2) No water deficit with “no deficit” state = 0% (3) Active generalist predators scenario with active

3.5 Scenario 5: Systemic change of all agricultural practices favorable to natural enemies

The systemic change scenario implies a set of modifications both at the farm and landscape level. At the farm scale it means that there is systematic use of specific pesticides, apple variety within orchards is always of the “rustique” type, mating disruption is present and the inter-rows vegetation is left unmowed. At the landscape scale it means a high proportion of semi-natural habitats with neighbouring fields whether in woods or meadows and presence of sheltering hedgerows. Graph 6 shows the impact of this scenario on the production variable for each participant.



Graph 6: Variation of the probability for the “Fresh” state of the “Apple production” node as a result of the systemic change scenario. Parameters of the systemic change scenario: Probability of the “specific” state of the “Pesticide” variable 100%, “Rustique” state for “plant variety” variable: 100%, “Presence” of “mating disruption” variable: 100%, Probability of “presence” of a sheltering hedgerow: 100%, Probability of “woods” and “meadows” for the “neighbouring fields of grain growers” node: 50%, probability of no orchards in “neighbouring fields from fruit growers” variable: 100%, “Not mowed”

state of the "Spontaneous vegetation" variable: 100%. A=Advisor, O=Organic producer, C=Conventional producer, P=Pedagogic farm manager, E=Ecologist.

This scenario shows that all participants' BN indicate a positive outcome. The advisor and the conventional apple producer agree that the impact would be very limited (+1.2 for both). The Pedagogic farm manager and Ecologist agree about a more significant impact (+6.1 and +6.6 respectively). The organic apple producer has an intermediate position (+3.3).

4. Discussion – How to boost biological control according to stakeholders’ perspectives?

In this discussion section we first discuss the relation indicated by stakeholders’ BNs between ecological processes and ecosystem services as explored in scenario 1 & 2 and explore the potential for enhanced biological control. In a second section, we will discuss in particular the effect of the scenario 3 & 4 about habitat management and biological control ecosystem services enhancement as perceived by stakeholders.

4.1 *Aphelinus mali*: A significant biological control ecosystem service provider according to stakeholders but with few agricultural practices for enhancement.

The *Aphelinus mali* scenario showed that according to participants this natural enemy had the highest potential to provide a significant biological control ecosystem service. This potential is known since many years (Lundie 1924) and justified *Aphelinus mali* acclimation worldwide (Howard 1929). Unfortunately, if we consider the BN structure as defined by participants, there is little action that stakeholders may put in place to favor *Aphelinus mali*. First, in the BN structure itself there is no relation between the sheltering hedgerow and the two nodes about neighbouring fields with the *Aphelinus mali* node. Previous interviews in the area have also shown that local farmers and their advisors do not perceive any effect of the landscape on *Aphelinus mali* (Salliou & Barnaud in press) even though it has been shown in Chilean apple orchards that hedgerows with *Pyracantha* (*Pyracantha Coccinea*) provide a positive effect on *Aphelinus mali* (Lavandero et al 2011, Ortiz-Martinez et al. 2013). Second, the “Affirm” node connected with the *Aphelinus mali* node (Fig. 2) revealed no negative impact on *Aphelinus mali* (See annex 2), probably because this pesticide is used in summer when *Aphelinus mali* populations are regularly very significant (Mols 1996).

The generalist predator’s scenario shows ambiguity between the ecologist who indicates a higher pest control ecosystem service when compared with other participants. The ecologist’s BN indicates particularly an effect of generalist predators by reduction of woolly aphids’ presence and thus reducing the probability of damages on apples (Graph 2b). In a previous study we conducted, we found that local stakeholders (whether farmer or advisor) do not mention such predation in their pest management strategy, either because they are not aware of the effects of these predators and/or because these effects are very weak locally (Salliou & Barnaud, in press). These local representations differ from scientific findings which mention the significant regulation role of generalist predators (Symondson 2012). In particular, generalist predators (especially *Exochomus quadripustulatus*) may provide early spring control of Woolly aphid’s population when *Aphelinus mali* first generation is still too limited for significant suppression (Mols 1996, Gontijo et al. 2003). Our results suggest that it could be

interesting for farmers to identify and enhance generalist predators which could complement the weak first generation of *Aphelinus mali* by regulating the early development of Woolly aphids colonies in the season. However, such strategy might be contradictory with actual systematic broad-spectrum pesticide application against Rosy apple aphid (*Dysaphis plantaginea*) early in the season.

The *Aphelinus mali* scenario also shows that eliciting individual perceptions allows for some understanding that would not be accessible if we had merged the different representations in a single model. It is indeed interesting to consider the disagreement between the conventional producer and the other participants, the latter indicating no ecosystem service from an enhanced presence of *Aphelinus mali* (Graph 1 (a)). The conventional producer explained that the use of a waxing machine takes out fungus stains on apples originating from woolly aphids honeydew spilling on the fruit. In this sense, this stakeholder is no longer in need from benefits that could bring *Aphelinus mali*. The use of this machine appears all the more interesting to solve Woolly aphid's damages that the BN structure indicates no agricultural practice that could enhance its presence within apple orchards. It shows that ecosystem services are dependent on the socio-technical situation of each potential beneficiary of an ecosystem service. Many ecosystem service evaluation approaches look at mapping the "supply side" of ecosystem services by assessing the ecosystem functions which sustain potential ecosystem services (Martinez-Harms and Balvanera 2012). This scenario shows that an ecosystem service is not only an ecosystem providing a potentially useful function as it is often suggested (De Groot et al. 2010) but also a human in need of this benefit. Human needs are changing and how stakeholders perceive natural enemies as potentially beneficial is influenced by many social factors (Salliou & Barnaud in press). As a consequence, evaluating ecosystem services requires to monitor the "demand side" of individual human needs for ecological functions at the individual level.

4.2 Habitat management: More biological control ecosystem service potential at the local than at the landscape scale according to stakeholders

In participants' Bayesian models, several agricultural practices have a potential effect on insect populations: habitat management through a more complex landscape or a spontaneous vegetation between rows of apple trees. However it seems that there is no agricultural practice which can solely bring a significant ecosystem service by enhancing biological pest control. Indeed, even though these practices may be related for some participants with significant effect on insect populations (Graph 3b), benefit at the production level remains limited. The maximum benefit for these two scenarios is for the pedagogic farm manager with an ecosystem service gain of +3.4 points on fresh apple probability by the use of a spontaneous inter-row. This last practice is probably the most promising as almost all participants mention its positive impact while divergent representations remain regarding the impact of landscape scale habitat management on production and on the activity of generalist

predators. However, the assemblage of factors (water deficit, pollination and/or pest control) explaining the impact of the inter-row habitat management remains very diverse among stakeholders (Graph 5). Engineering natural habitats of the vegetation in the alleys of apple orchards is promising for farmers but remains very uncertain (Marliac et al. 2015) especially since studies rarely go beyond ecological processes analysis and only rarely evaluate ecosystem services to farmers (Griffiths et al. 2007, Simon et al. 2010).

The scenario about landscape complexity allowed us to notice that the different stakeholders did not share similar representations about the effect of the landscape on insect populations. However, they agree on the limited pest control ecosystem service that a complex landscape could provide. This suggests that enhanced natural enemy population does not necessarily lead to enhanced pest control ecosystem service. This result is confirmed by a recent ecological study in apple orchards (Lefebvre et al. 2016). More generally, the possibility to enhance biological pest control by enhancing semi-natural habitats is more and more challenged in agroecology literature (e.g. Chaplin-Kramer et al. 2011, Rusch et al. 2015, Tschardt et al. 2016). Our research confirms this tendency but based on a stakeholder's perspective rather than on an analysis of ecological processes themselves. Results in landscape ecology show that agricultural practices at landscape scale (i.e. density of conventional vs. organic orchards) strongly affect the insect abundances in apple orchards (Bianchi et al. 2013, Monteiro et al. 2013). Our Bayesian models did not indicate such result while we explored some landscape scenario. Landscape with high probability of organic orchards or high probability of conventional orchards in neighbouring fields were also analyzed but shown very limited impact on production (Annex 1). Such results coming from stakeholders' BN are in line with Puech et al. (2015) who established that the amount or organization of farming practices at the landscape scale did not affect natural enemies. Maalouly et al. (2013) suggest that the effects of landscape on the pest regulation in orchards is very complex, resulting from both the density of conventional/organic fields and semi-natural habitats while being highly modulated by the agricultural practices at the field scale. The systemic change scenario allows some insight in this regard with all participants' representations showing a positive effect of such scenario which groups together landscape and field-scale agricultural practices as favorable as possible to pest regulation (graph 6). However, the extra benefit from a more radical redesign approach seems rather limited when compared with the benefit which may be obtained from the change in a single agricultural practice at the field scale such as the spontaneous inter-row. The importance of antecedent experiences in farm trajectories eases transition towards more systemic redesign of the farm (Lamine 2011). In this regard, promoting experiments at the level of the inter-row vegetation is probably an interesting stepping stone on which many farmers could build on in the future, and eventually explore on later steps more radical redesign of their farm or their landscape. Because factors explaining the benefit of such agricultural practices at the field scale are diverse (Graph 5), any innovation process about the design of biological control enhancing inter-row should seek to conserve the diversity of perspectives of farmers (Berthet et al. 2015) or innovate with farmers on a case by case basis.

5. Conclusion

We introduced in this paper an original approach to explore in a participatory manner potential innovations in biological control in apple orchards as perceived by stakeholders and this despite many social and ecological uncertainties. This method especially made explicit how participating stakeholders consider that innovative habitat management practices at landscape and field scales may provide biological control ecosystem services to farmers. On this regard, habitat management at the orchard level seems more promising for stakeholders than at the landscape scale regarding potential ecosystem service benefits. As habitat management at the landscape scale does not appear as providing significant biological control ecosystem services for local stakeholders, it stresses the need for more landscape ecology studies clearly relating landscape scale ecological processes with ecosystem services to farmers. By maintaining individual perspectives of stakeholders, our approach was able to shed light on the necessity to integrate individual representations and needs when it comes to ecosystem services assessment. As some ambiguities between stakeholders still remain around the impact of explored agricultural practices on ecological processes and related potential ecosystem services, stakeholders could benefit from a discussion arena to confront their different perspectives and knowledge and eventually to co-design agroecological innovations favorable to biological control.

6. References

- Altieri, M., & Nicholls, C. (2004). *Biodiversity and Pest Management in Agroecosystems, Second Edition*. CRC Press.
- Anderson, J. L. (1998). Embracing uncertainty: the interface of Bayesian statistics and cognitive psychology. *Conservation Ecology*, 2(1), 2.
- Bell, A., Zhang, W., & Nou, K. (2016). Pesticide use and cooperative management of natural enemy habitat in a framed field experiment. *Agricultural Systems*, 143, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.11.012>
- Berthet, E. T. A., Barnaud, C., Girard, N., Labatut, J., & Martin, G. (2015). How to foster agroecological innovations? A comparison of participatory design methods. *Journal of Environmental Planning and Management*, 0(0), 1–22. <https://doi.org/10.1080/09640568.2015.1009627>
- Bianchi, F. A., Ives, A. R., & Schellhorn, N. A. (2013). Interactions between conventional and organic farming for biocontrol services across the landscape. *Ecological Applications*, 23(7), 1531–1543.
- Bianchi, F. J. J. A., Booij, C. J. H., & Tscharntke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1595), 1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Brugnach, M., Dewulf, A., Henriksen, H. J., & van der Keur, P. (2011). More is not always better: Coping with ambiguity in natural resources management. *Journal of Environmental Management*, 92(1), 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.029>
- CER FRANCE Tarn et Garonne, Chambre d'Agriculture du Tarn et Garonne, Syndicat de défense AOC Chasselas de Moissac, & Coopérative Unicoque. (2013). *Chiffres repères en arboriculture fruitière*. Retrieved from http://www.agri82.fr/images/stories/2013/economie_2013/chiffresreperes_arboriculturefruitiere.pdf
- Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M. E., Blitzer, E. J., & Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity: Pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters*, 14(9), 922–932. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x>
- Cumming, G. S., Cumming, D. H., Redman, C. L., & others. (2006). Scale mismatches in social-ecological systems: causes, consequences, and solutions. *Ecology and Society*, 11(1), 14.
- de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemsen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- Dent, D. (1995). *Integrated Pest Management*. Springer Science & Business Media.

- Duespohl, M., Frank, S., & Doell, P. (2012). A Review of BNs as a Participatory Modeling Approach in Support of Sustainable Environmental Management. *Journal of Sustainable Development*, 5(12). <https://doi.org/10.5539/jsd.v5n12p1>
- Duru, M., Therond, O., & Fares, M. (2015). Designing agroecological transitions; A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(4). <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0318-x>
- Duru, M., Therond, O., Martin, G., Martin-Clouaire, R., Magne, M.-A., Justes, E., ... Sarthou, J. P. (2015). How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>
- Epstein, D. L., Zack, R. S., Brunner, J. F., Gut, L., & Brown, J. J. (2000). Effects of Broad-Spectrum Insecticides on Epigeal Arthropod Biodiversity in Pacific Northwest Apple Orchards. *Environmental Entomology*, 29(2), 340–348. <https://doi.org/10.1093/ee/29.2.340>
- Etienne, M., Du Toit, D., & Pollard, S. (2011). ARDI: A Co-construction Method for Participatory Modeling in Natural Resources Management. *Ecology and Society*, 16(1). <https://doi.org/10.5751/ES-03748-160144>
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., ... Inchausti, P. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>
- Girard, N., & Navarrete, M. (n.d.). Quelles synergies entre connaissances scientifiques et empiriques ? L'exemple des cultures du safran et de la truffe. *Natures Sciences Sociétés*, 13(1), 33–44.
- Gontijo, L. M., Cockfield, S. D., & Beers, E. H. (2012). Natural Enemies of Woolly Apple Aphid (Hemiptera: Aphididae) in Washington State. *Environmental Entomology*, 41(6), 1364–1371. <https://doi.org/10.1603/EN12085>
- Griffiths, G. J. K., Holland, J. M., Bailey, A., & Thomas, M. B. (2008). Efficacy and economics of shelter habitats for conservation biological control. *Biological Control*, 45(2), 200–209. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.09.002>
- Hill, S. B., & MacRae, R. J. (1995). Conceptual Framework for the Transition from Conventional to Sustainable Agriculture. *Journal of Sustainable Agriculture*, 7(1), 81–87. https://doi.org/10.1300/J064v07n01_07
- Horton, D. R., Broers, D. A., Lewis, R. R., Granatstein, D., Zack, R. S., Unruh, T. R., ... Brown, J. J. (2003). Effects of mowing frequency on densities of natural enemies in three Pacific Northwest pear orchards. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 106(2), 135–145. <https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.2003.00018.x>
- Howard, L. O. (1929). *Aphelinus Mali* and its travels. *Annals Entomological Society of America*, 22. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1093/aesa/22.3.341>
- Lamine, C. (2011). Transition pathways towards a robust ecologization of agriculture and the need for system redesign. Cases from organic farming and IPM. *Journal of Rural Studies*, 27(2), 209–219. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2011.02.001>

- Landis, D. A., Wratten, S. D., & Gurr, G. M. (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, 45(1), 175–201.
- Landuyt, D., Broekx, S., D’hondt, R., Engelen, G., Aertsens, J., & Goethals, P. L. M. (2013). A review of Bayesian belief networks in ecosystem service modelling. *Environmental Modelling & Software*, 46, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.03.011>
- Lavandero, B., Figueroa, C. C., Franck, P., & Mendez, A. (2011). Estimating Gene Flow between Refuges and Crops: A Case Study of the Biological Control of *Eriosoma lanigerum* by *Aphelinus mali* in Apple Orchards. *PLoS ONE*, 6(11), e26694. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0026694>
- Lescourret, F., Magda, D., Richard, G., Adam-Blondon, A.-F., Bardy, M., Baudry, J., ... Soussana, J.-F. (2015). A social–ecological approach to managing multiple agro-ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 68–75. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.04.001>
- Lundie, A. E. (1924, August). *A biological study of Aphelinus Mali Hald., a parasite of the woolly apple aphid, eriosoma Lanigera Hausm.* Cornell university, Agricultural experiment station.
- Maalouly, M., Franck, P., Bouvier, J.-C., Toubon, J.-F., & Lavigne, C. (2013). Codling moth parasitism is affected by semi-natural habitats and agricultural practices at orchard and landscape levels. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 169, 33–42. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.02.008>
- Marliac, G., Simon, S., Mazzia, C., Penvern, S., Lescourret, F., & Capowiez, Y. (2015). Increased grass cover height in the alleys of apple orchards does not promote *Cydia pomonella* biocontrol. *BioControl*, 60(6), 805–815. <https://doi.org/10.1007/s10526-015-9687-y>
- Martínez-Harms, M. J., & Balvanera, P. (2012). Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8(1–2), 17–25. <https://doi.org/10.1080/21513732.2012.663792>
- Meynard, J.-M., Dedieu, B., & Bos, A. P. (2012). Re-design and co-design of farming systems. An overview of methods and practices. In I. Darnhofer, D. Gibbon, & B. Dedieu (Eds.), *Farming Systems Research into the 21st Century: The New Dynamic* (pp. 405–429). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: general synthesis : a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC: Island Press.
- Mols, P. J. M. (1996). Do natural enemies control woolly aphid? In *Acta Horticulturae* (pp. 203–207). International Society for Horticultural Science (ISHS), Leuven, Belgium. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1996.422.34>
- Monteiro, L. B., Lavigne, C., Ricci, B., Franck, P., Toubon, J.-F., & Sauphanor, B. (2013). Predation of codling moth eggs is affected by pest management practices at orchard and landscape levels. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 86–93. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.012>
- Nassauer, J. I., & Opdam, P. (2008). Design in science: extending the landscape ecology paradigm. *Landscape Ecology*, 23(6), 633–644. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9226-7>

- Ortiz-Martínez, S. A., Ramírez, C. C., & Lavandero, B. (2013). Host acceptance behavior of the parasitoid *Aphelinus mali* and its aphid-host *Eriosoma lanigerum* on two Rosaceae plant species. *Journal of Pest Science*, *86*(4), 659–667. <https://doi.org/10.1007/s10340-013-0518-6>
- Pelosi, C., Goulard, M., & Balent, G. (2010). The spatial scale mismatch between ecological processes and agricultural management: Do difficulties come from underlying theoretical frameworks? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *139*(4), 455–462. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.004>
- Pissonnier, S., Lavigne, C., Toubon, J.-F., & Le Gal, P.-Y. (2016). Factors driving growers' selection and implementation of an apple crop protection strategy at the farm level. *Crop Protection*, *88*, 109–117. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.06.007>
- Potier, D. (2014). *Pesticides et agroécologie - Les champs du possible*. Retrieved from <http://agriculture.gouv.fr/telecharger/56000?token=7bf92926cba72dbc99beeeef8758248e>
- Puech, C., Poggi, S., Baudry, J., & Aviron, S. (2015). Do farming practices affect natural enemies at the landscape scale? *Landscape Ecology*, *30*(1), 125–140. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0103-2>
- Ropero, R. F., Rumí, R., & Aguilera, P. A. (2016). Modelling uncertainty in social–natural interactions. *Environmental Modelling & Software*, *75*, 362–372. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.07.008>
- Rusch, A., Delbac, L., Muneret, L., & Thiéry, D. (2015). Organic farming and host density affect parasitism rates of tortricid moths in vineyards. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *214*, 46–53. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.08.019>
- Salliou, N., Barnaud, C., Vialatte, A., & Monteil, C. (submitted). A participatory Belief BN approach sheds light on uncertainties coming from different representations of individual stakeholders on socio-ecological systems.
- Sigwalt, A., Pain, G., Pancher, A., & Vincent, A. (2012). Collective Innovation Boosts Biodiversity in French Vineyards. *Journal of Sustainable Agriculture*, *36*(3), 337–352. <https://doi.org/10.1080/10440046.2011.654008>
- Simon, S., Bouvier, J.-C., Debras, J.-F., & Sauphanor, B. (2010). Biodiversity and pest management in orchard systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, *30*(1), 139–152. <https://doi.org/10.1051/agro/2009013>
- Steingröver, E. G., Geertsema, W., & van Wingerden, W. K. R. E. (2010). Designing agricultural landscapes for natural pest control: a transdisciplinary approach in the Hoeksche Waard (The Netherlands). *Landscape Ecology*, *25*(6), 825–838. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9489-7>
- Stévenin, S. (2011). *Le pommier en agriculture biologique*. Chambre d'Agriculture Rhone-Alpes.
- Symondson, W. O. C., Sunderland, K. D., & Greenstone, M. H. (2002). Can generalist predators be effective biocontrol agents? *Annual Review of Entomology*, *47*, 561–594.
- Thies, C., & Tschardtke, T. (1999). Landscape Structure and Biological Control in Agroecosystems. *Science*, *285*(5429), 893–895. <https://doi.org/10.1126/science.285.5429.893>

- Tscharntke, T., Karp, D. S., Chaplin-Kramer, R., Batáry, P., DeClerck, F., Gratton, C., ... Zhang, W. (2016). When natural habitat fails to enhance biological pest control – Five hypotheses. *Biological Conservation*, 204, 449–458. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.001>
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Veres, A., Petit, S., Conord, C., & Lavigne, C. (2013). Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.027>
- Walker, W. E., Harremoës, P., Rotmans, J., van der Sluijs, J. P., van Asselt, M. B., Janssen, P., & Kreyer von Krauss, M. P. (2003). Defining uncertainty: a conceptual basis for uncertainty management in model-based decision support. *Integrated Assessment*, 4(1), 5–17.
- Weber, D. C., & Brown, M. W. (1988). Impact of Woolly Apple Aphid (Homoptera: Aphididae) on the Growth of Potted Apple Trees. *Journal of Economic Entomology*, 81(4), 1170–1177. <https://doi.org/10.1093/jee/81.4.1170>
- Weisenburger, D. D. (1993). Human health effects of agrichemical use. *Human Pathology*, 24(6), 571–576. [https://doi.org/10.1016/0046-8177\(93\)90234-8](https://doi.org/10.1016/0046-8177(93)90234-8)
- Wilson, C., & Tisdell, C. (2001). Why farmers continue to use pesticides despite environmental, health and sustainability costs. *Ecological Economics*, 39(3), 449–462. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(01\)00238-5](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00238-5)

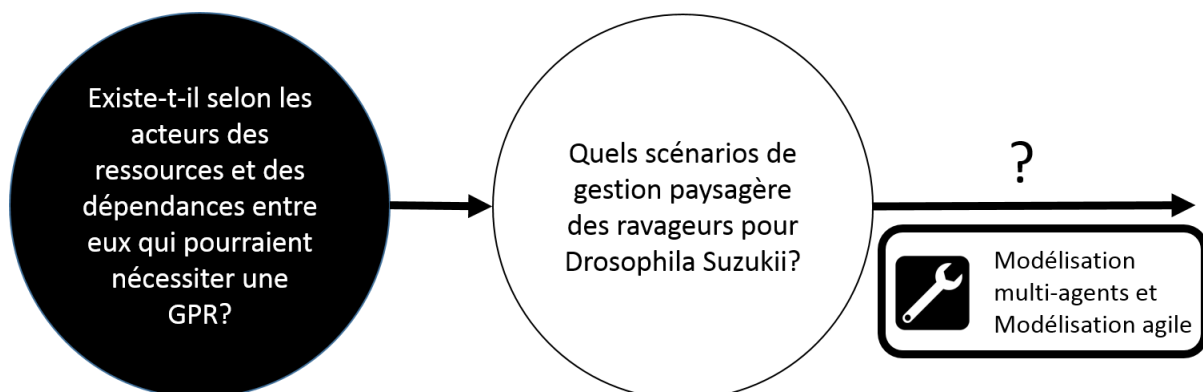
Chapitre 6

Présentation du chapitre 6

Dans le chapitre 6, nous avons exploré la situation identifiée lors du chapitre 3 vis-à-vis d'un insecte ravageur invasif, *Drosophila suzukii*. En effet, pour certains acteurs, ce ravageur semble utiliser les éléments boisés du paysage comme abri et site d'hivernage et se déplacer vers les cultures fruitières pour sa reproduction. Ces représentations supposent une situation potentielle de dépendances entre acteurs possiblement favorable à une GPR. Nous avons donc cherché à explorer si cette situation pouvait nous permettre d'en savoir plus sur les conditions de faisabilité de la GPR.

Pour explorer l'hypothèse de GPR dans le cas de *Drosophila Suzukii*, nous avons noué un partenariat avec un institut technique local, le CEFEL, afin de déterminer quels scénarios de gestion à l'échelle du paysage pouvaient être explorés malgré les incertitudes fortes sur la dynamique de population du ravageur, ce dernier étant présent sur le territoire français seulement depuis 2009. Pour cela nous avons initié une nouvelle étape de modélisation participative en cherchant à bâtir sur la base des connaissances d'un technicien de cette institution un modèle capable de répondre aux questionnements sur les possibilités de gestion à l'échelle du paysage. Ce chapitre présente donc une voie de recherche parallèle issue du diagnostic réalisé dans le chapitre 3 et qui apporte un complément intéressant à la réflexion exploratoire proposée dans cette thèse.

La modélisation participative présentée dans ce chapitre a visé à l'établissement d'un modèle de type multi-agents spatialisé afin de pouvoir représenter les différents acteurs du paysage et la dynamique de population de la mouche suzukii. Pour aborder la co-construction de ce modèle SMA, nous avons choisi une approche de type modélisation agile pour sa rapidité et sa flexibilité, en cohérence avec notre démarche globale inspirée de la modélisation d'accompagnement.



Modélisation participative agile en contexte de fortes incertitudes sur la dynamique de population de la *Drosophila suzukii* et sa gestion paysagère

1. Introduction

Drosophila suzukii est un insecte ravageur invasif qui provoque en Europe des dégâts importants dans les vergers de cerisiers et chez les producteurs de fraises et de framboises. Les premières captures en Italie et en Espagne en 2008 ont été suivies d'un développement extrêmement rapide dans de nombreux pays Européen, dont la France en 2009 (Cini et al. 2012). Une invasion similaire et concomitante s'est déroulée aux États-Unis (Walsh et al. 2011). *Drosophila suzukii* est endémique du Japon où elle a été décrite par un entomologiste nippon dès la fin des années 30 (Kanzawa 1939). L'arrivée d'insectes invasifs est souvent favorisée par l'accroissement des échanges commerciaux liés à la mondialisation (Hulme 2009). Au-delà du commerce mondial qui a sûrement favorisé ces nouvelles implantations, cette mouche des fruits s'est rapidement développée du fait de sa vaste gamme d'hôtes, d'un taux de dispersion élevé et d'une extrême fécondité (Cini et al. 2012, Poyet et al. 2015). Contrairement à la *Drosophila melanogaster*, déjà présente en Europe, la femelle *Drosophila suzukii* dispose d'un ovipositeur plus coriace qui lui permet de percer la peau des fruits mûrs et d'y pondre, et c'est notamment pour cette raison qu'elle provoque des dégâts importants. Pour la seule année 2008 aux États-Unis, les dégâts ont été estimés à plus de 500 millions de dollars (Walsh et al. 2011). Du fait des risques associés à ce ravageur, diverses solutions ont été recherchées. Une recherche sur l'assemblage de produits chimiques susceptibles d'en limiter rapidement les dégâts a vu le jour (Van Timmeren & Rufus 2014). Cette stratégie est liée toutefois à des contraintes importantes dans l'utilisation des insecticides du fait des réglementations nationales qui limitent les taux de résidus de pesticides sur les fruits (Havilard & Beers 2012). D'autres stratégies sont explorées, dont notamment celle du contrôle biologique. Les premiers essais sur les parasitoïdes européens ont démontré une relativement faible efficacité d'un tel contrôle biologique sur *Drosophila suzukii* (Chabert et al. 2012). La faible efficacité de ces parasitoïdes s'explique notamment par l'immunité remarquable de *Drosophila suzukii*, liée à un fort taux d'hémocytes qui rend l'encapsulation des œufs déposés dans son corps très efficace (Poyet et al. 2013). Par ailleurs, certains auteurs mentionnent une approche complémentaire par l'écologie du paysage qui serait pertinente afin de mieux connaître les déplacements de ce ravageur dans le paysage, ses zones refuges, ainsi que les sources de ré-



Drosophila suzukii sur cerisiers

infestation (Ohrn et Dreves 2012). Identifier des zones refuges pourrait permettre par exemple un contrôle de ce ravageur, notamment en intervenant au niveau des jardins des particuliers que certains identifient comme des zones d'abris déterminantes (Walsh et al. 2011). La mobilisation des théories de l'écologie du paysage dans une perspective de GTR (« areawide pest management ») est considérée comme particulièrement prometteuse (Eliott et al. 2008, Schellhorn et al. 2015). Cette approche de Gestion Paysagère des Ravageurs (GPR) est en effet particulièrement indiquée en présence d'un ravageur mobile (Hendrichs et al. 2007), ce qui est le cas pour *Drosophila suzukii* qui semble changer d'habitat en fonction du climat et de l'étape de son cycle de développement. Les travaux de Poyet et al. (2015) ont notamment exploré la vaste gamme de plantes hôtes pour *Drosophila suzukii* et démontré que certaines plantes, comme *Phytolacca americana* (Raisin d'Amérique) pouvait agir comme une plante piège pour *Drosophila suzukii* qui est attirée par ses fruits pour y pondre mais au sein desquels il n'y a pas ou très peu de développement larvaire aboutissant à l'imago. D'autres plantes comme *Rubus fruticosus* (Ronce commune), qu'on peut trouver aisément dans des éléments semi-naturels (haies, friches), sont par contre des hôtes non agricoles privilégiés favorisant des taux de reproduction élevés et donc un refuge et une source importante de ré-infestation (Poyet et al. 2015). Il a été montré par ailleurs que les éléments boisés étaient généralement favorables à la pression de ce ravageur (Pelton 2015) ce que des discours d'agriculteurs et de conseillers agricoles confirment également (Salliou et Barnaud *in press*). Toutes ces informations sont susceptibles d'être mobilisées dans des stratégies de lutttes efficaces en piégeant *Drosophila suzukii* dans des plantes « cul de sac » ou encore en identifiant les goulots d'étranglement nutritifs ou reproductifs (Schellhorn 2015) dans le cycle annuel de développement des populations de *Drosophila suzukii*.

Malgré ces quelques connaissances sur la *Drosophila suzukii* acquises notamment depuis les quelques années qui ont suivi son apparition en Europe, il est reconnu par beaucoup de chercheurs qui s'intéressent à elle que les manques de connaissances sont encore nombreux. Les incertitudes sur la dynamique de population de *Drosophila suzukii* viennent s'ajouter à des incertitudes économiques et sociales. Cini et al. (2012 :149) indique que « seule une approche intégrée et multidisciplinaire pourra faire face au défi de comprendre et en fin de compte de contrôler ce ravageur ». La problématique *Drosophila suzukii* est donc un problème socio-écologique urgent et incertain. Urgent pour la survie économique de certains agriculteurs et incertain dans le sens où trop peu de connaissances sont à priori disponibles pour contrôler effectivement cette espèce invasive à court terme.

La question de « l'agir dans un monde incertain » (Callon et al. 2001) se pose ici avec une acuité particulière. Il est assez clair pour les agriculteurs impliqués que des actions doivent être entreprises contre la menace *Drosophila Suzukii* mais que le niveau de connaissance est largement insuffisant pour la contrôler avec autant de certitude qu'avec des insecticides homologués. En effet, les produits à base de Diméthoate qui étaient notamment utilisés en début de saison contre *Drosophila suzukii* ont été interdits par la France pour raisons sanitaires. La situation génère dès lors des controverses importantes au niveau des régions

françaises productrices de cerises car seule la France a interdit ce composé et déclenché alors en urgence une procédure d'interdiction à l'échelle Européenne qui a permis à la France de refuser les importations de fruits provenant de pays où ce composé est encore autorisé (Annexe 6). C'est dans ce sens que nous pensons avoir à faire à une situation requérant une approche « post-normale » du fait d'un haut niveau d'incertitude et des enjeux sociaux élevés (Funtowicz & Ravetz 1994). Dans de telles situations, les experts classiquement mobilisés sont à priori incapables de fournir des réponses avec suffisamment de certitudes et l'inclusion des parties prenantes est alors particulièrement indiquée. La forme d'implication de ces parties prenante reste toutefois non stabilisée (Funtowicz & Ravetz 1994). Au sujet particulier de *Drosophila suzukii* nous pensons à la fois avec Cini et al (2012) qu'une approche de modélisation est nécessaire pour explorer les incertitudes en jeu, notamment sur son volet paysager, mais aussi que, dans l'esprit d'une science post-normale, cette modélisation doit inclure autant que faire se peut les parties prenantes. Une telle approche de modélisation avec les acteurs est en plus reconnue pour sa capacité à (1) Améliorer la connaissance des parties prenantes sur le fonctionnement d'un système et de sa dynamique et (2) Identifier et analyser l'impact de solutions potentielles (Voinov & Bousquet 2010).

C'est dans ce contexte qu'un partenariat de modélisation s'est élaboré entre le CEFEL et le laboratoire Dynafor (INRA), spécialisé dans l'écologie des paysages et notamment sur l'effet des éléments semi-naturels sur les dynamiques d'insectes (e.g Aligner et al. 2014) et mobilisant régulièrement de la modélisation multi-agents dans ce domaine (Arrignon et al. 2007, Thierry et al. 2013). Le partenariat s'est noué sur le sujet de l'exploration de la dynamique de population de *Drosophila suzukii* dans la perspective d'exploration de scénarios de gestion paysagère. C'est cette question de recherche, décidée avec le partenaire, qui sert de fil directeur à la modélisation participative détaillée dans ce chapitre. Nous avons en particulier mis en place une démarche de modélisation participative inspirée de l'approche de modélisation agile, qui est en synergie avec l'approche de modélisation d'accompagnement. Cette approche agile reconnaît au cœur de sa démarche le développement de modèles utiles, simples et favorisant au maximum la participation des acteurs impliqués en obtenant le plus rapidement et régulièrement possible des feedbacks constructifs au fur et à mesure du développement du modèle (Ambler 2002). Dans le cadre de cette thèse, c'est avec un partenaire technique dans une région arboricole contenant des producteurs de cerisiers et de petits fruits (fraises, framboise) que nous avons initié une telle modélisation. Avec ce partenaire, nous avons co-construit un modèle multi-agents afin de tenter de répondre à la question établie en commun de la compréhension de la dynamique de population de *Drosophila suzukii* au niveau du paysage dans une perspective de gestion de ce ravageur. Le principal défi de cette modélisation a été d'explorer cet enjeu malgré un niveau d'incertitude très élevé. Nous montrerons dans un premier temps dans ce chapitre la démarche de modélisation telle qu'elle a été conduite puis dans un second temps nous détaillerons les apprentissages générés par cette approche de modélisation participative. Enfin, nous discuterons des résultats obtenus à la fois du point de vue de la recherche vis-à-vis de l'enjeu

du contrôle de *Drosophila suzukii* et également sur l'utilisation d'une approche de modélisation agile dans le cadre d'une recherche participative.

2. Méthode

2.1 Eléments de contexte

Le processus de modélisation participative s'est déroulé dans le Tarn-et-Garonne, 5^{ème} département producteur de Cerise en France. Parcouru par l'Aveyron, le Tarn et la Garonne, dont les terrasses alluviales qui bordent les cours d'eaux de ce département sont particulièrement propices aux cultures arboricoles. En fonction des époques et des opportunités, des agriculteurs se sont spécialisés dans diverses cultures fruitières : des pruniers, des cerisiers, des pêchers, des pommiers, etc. Aujourd'hui, c'est la culture arboricole du pommier qui domine cette région parce qu'elle permet de dégager la meilleure valeur ajoutée par hectare dans ce département (CER France Tarn-et-Garonne et al., 2013). La culture du cerisier, qui va nous intéresser tout particulièrement vis-à-vis de *Drosophila suzukii*, subsiste comme une culture secondaire, le plus souvent dans de petites exploitations arboricoles diversifiées regroupant plusieurs espèces fruitières et ne dépassant pas 10 hectares de cultures fruitières. Cette diversification permet d'étaler le travail de récolte sur une longue période en évitant des pics d'activité qui nécessiteraient de faire appel à beaucoup de main d'œuvre extérieure. Elle permet également de limiter le risque de faibles prix et revenus en diversifiant les débouchés. Par ailleurs, sur de petites surfaces, d'autres agriculteurs maraichers pratiquent entre autres des cultures de fraisiers et/ou de framboises, cultures également exposées au risque de dégâts par *Drosophila suzukii*.

Lors d'entretiens précédents avec des agriculteurs de ce département, nous avons identifié le problème de *Drosophila suzukii* comme un risque majeur aux yeux des agriculteurs exposés, producteurs de cerises ou maraichers produisant des petits fruits, qui faisaient références à des pertes significatives et à un besoin urgent de solutions pour résoudre ce problème (Salliou & Barnaud *in press*). Alertés également, l'institut technique local CEFEL (Centre d'Expérimentation Fruits Et Légumes) a dégagé une modeste partie de ses ressources à ce sujet. Le problème de *Drosophila suzukii* pour cette institution est pluriel car la cerise est une culture importante, couvrant plusieurs centaines d'hectares dans le département, mais est secondaire vis-à-vis d'autres cultures arboricoles comme la pomme, qui en couvre des milliers. Les ressources en temps et en argent sont donc mobilisées en proportion de cette importance relative. Le risque n'en reste pas moins élevé pour les producteurs concernés avec parfois des pertes complètes de récolte pour certains vergers de cerisiers. La situation est devenue particulièrement critique avec l'interdiction début 2016 des insecticides à base de Diméthoate, seul produit homologué contre la mouche invasive. Pour le CEFEL, il faut pouvoir trouver des alternatives au Diméthoate pour contrôler cette mouche avec très peu de moyens financiers pour y arriver et ceci avec un niveau de connaissance faible au sujet de l'écologie de *Drosophila suzukii*.

2.2 Choix d'une approche de modélisation

La modélisation en partenariat avec des acteurs peut prendre des formes multiples (Voinov & Bousquet 2010). Du fait des fortes contraintes en temps disponible, notamment de la part du CEFEL, nous avons voulu conduire une démarche aboutissant rapidement à des résultats et peu coûteuse en temps. Nous nous sommes rapidement orientés vers la « modélisation agile », une approche de modélisation qui provient de l'industrie de production des programmes informatiques (Ambler 2002). Cette approche représente un changement de paradigme important en modélisation en favorisant l'ingénierie à la planification (Dyba & Dingsoyr 2008), c'est-à-dire à une forme de modélisation adaptative plutôt que contrôlée d'un bout à l'autre. Cette démarche favorise une modélisation en relation directe avec le « client » (ici le CEFEL). L'implication du ou des partenaires dans le développement du modèle est au cœur de la démarche. L'idée forte de l'approche est la réalisation rapide de modèles simples et de favoriser au maximum les retours (*feedback*) du ou des partenaire(s) sur le développement du modèle, face à face si possible (Ambler 2002). Ces retours permettent une adaptation régulière du modèle afin de correspondre autant que faire se peut aux demandes du partenaire de modélisation. La démarche développée ici a suivi une telle approche en réalisant huit sessions de co-construction d'un modèle tentant de répondre à la question de recherche fixée au départ. Ces sessions regroupaient le modélisateur (moi-même) et le partenaire technique du CEFEL. Chaque session a duré environ 2 heures et était entrecoupée de phases de codage pour le modélisateur qui intégrait les éléments de feedbacks obtenus dans le développement du modèle. Les sessions de modélisations ont cherché à suivre le cycle de modélisation suivant les 4 étapes suivantes:

1. La question nécessitant une modélisation
2. Le modèle conceptuel
3. Le diagramme UML
4. Le modèle simulable

Dans l'esprit de la modélisation agile, c'est l'état de satisfaction du partenaire au fur et à mesure des étapes qui a guidé l'avancement de la modélisation. Cette démarche agile est tout à fait en phase avec la modélisation d'accompagnement (Etienne 2010) dans le fait que le modélisateur est aussi un facilitateur qui accompagne le ou les partenaires dans la formalisation de la question, dans l'établissement d'un modèle conceptuel, dans la réalisation d'un diagramme UML et dans le codage d'un modèle simulable. Elle s'écarte toutefois de l'approche ComMod du fait que la modélisation ici présentée n'implique pas à priori un collectif.

2.3 Choix des outils de modélisations

Une fois la problématique formalisée nous avons utilisé la méthode ARDI (Etienne et al. 2011) afin d'obtenir un modèle conceptuel autour de cette question de la connaissance de la dynamique de *Drosophila suzukii* et de sa potentielle gestion paysagère. La méthode ARDI est un outil de modélisation conceptuelle d'un système socio-écologique. Cet outil était adapté à notre projet puisque nous cherchions à la fois à décrire des dynamiques écologiques (l'évolution des populations de *Drosophila suzukii*) et des dynamiques sociales (les agriculteurs et leurs pratiques). Le modèle conceptuel a été formalisé directement avec le partenaire à l'aide du programme Cmap (Novak & Canas 2008) qui permet de représenter aisément les différents objets du formalisme d'ARDI. La traduction du modèle conceptuel sous forme d'un diagramme UML a été réalisée à l'aide du programme ArgoUML (v 0.34). Enfin, du fait de la dynamique spatiale et des nombreux agents impliqués dans la problématique (les différents types d'agriculteurs, les populations de *Drosophila suzukii*) nous avons choisi un modèle simulable de type système multi-agents (Ferber 1995) adapté pour la représentation des dynamiques sociales et écologiques (Bousquet et Lepage 2004). Nous avons codé ce modèle sous NetLogo (v 5.2.0). Bien que d'autres choix de plateformes de modélisation multi-agents soient possibles (Bajracharya & Duboz 2013) nous avons choisi la plateforme NetLogo, notamment pour la simplicité dans l'apprentissage du langage de programmation. NetLogo est, avec d'autres plateformes comme CORMAS qui a été considérée, sont dotées d'une interface qui permet une visualisation et une discussion aisées dans le cadre d'une modélisation participative comme celle réalisée ici où les feedbacks du partenaire sont essentiels pour la progression dans le développement du modèle.

3. Résultats

Les résultats de la démarche sont détaillés en deux moments. La première partie s'attache à décrire les principaux artefacts du modèle multi-agent final. Nous ne détaillerons pas les étapes préalables à la réalisation du modèle multi-agent par la réalisation d'un modèle conceptuel et d'un diagramme UML. Ces deux réalisations sont toutefois disponibles en annexe 2 et 3 pour information. A propos du modèle multi-agents lui-même, Il sera d'abord détaillé le sous-modèle paysage et le sous-modèle spécifique à *Drosophila suzukii* puis, une présentation générale. Dans une deuxième partie on s'attachera plus spécifiquement aux apprentissages générés par cette démarche de modélisation participative.

3.1 Description du modèle

a) Sous-modèle paysage

Un des premiers éléments à construire dans le modèle fut la construction du paysage. Nous avons modélisé le paysage en le faisant construire par les agents agriculteurs. En quelque sorte, sur la base des caractéristiques de chaque ferme liée à chaque agent agriculteur, cet agent défriche le paysage non cultivé pour y installer les surfaces en cultures dont il peut disposer pour son exploitation (voir figure 1).

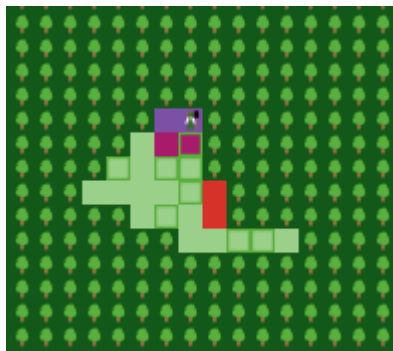


Figure 1 : Exemple de mise en place initiale d'une petite exploitation arboricole « défrichée » dans un paysage forestier dans l'interface graphique de NetLogo [Légende : Patch vert foncé avec symbole d'arbre = forêt, vert clair = pommiers, rouge = cerisier, violet = prunier, magenta = vigne, patch entouré de vert clair = présence de haies]

Ainsi pour générer un paysage, nous avons paramétré un espace de 50X50 patches (soit environ 300 ha) où chaque agent agriculteur prend possession de son exploitation agricole. Les espaces entre les exploitations agricoles sont composés de patches catégorisés comme « espace boisé », de « friche », ou de « maison individuelle ». Des curseurs permettent de contrôler les proportions de patches de ces trois éléments du paysage. Enfin, un dernier curseur permet de contrôler le taux de patches qui contiennent des haies (voir Figure 4). En fonction de la quantité d'exploitations agricoles, qu'on peut contrôler via des curseurs disponibles sur l'interface, il est possible de générer une relativement vaste diversité de paysage. L'idée

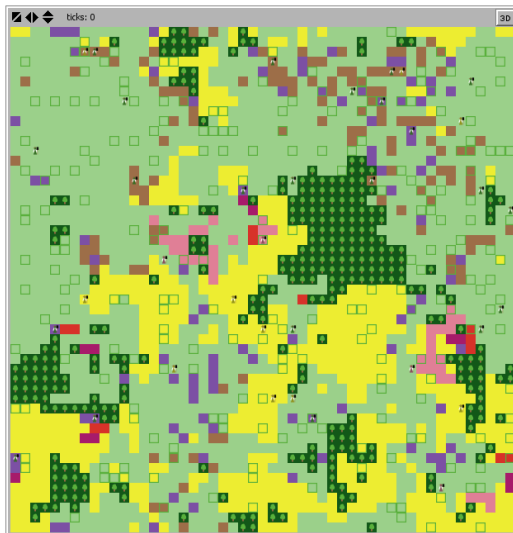
initiale lors de la co-construction du modèle étant de pouvoir adapter le paysage en fonction des proportions des différents types de systèmes agricoles présents. La typologie des exploitations que l'on peut rencontrer a été définie avec le partenaire :

1. Petite arboriculture : de 5 à 10 hectares, majoritairement des pommiers mais avec des cultures de prunes, de cerisiers et de vigne.
2. Moyenne arboriculture : de 20 à 50 ha :
 - a. Culture majoritaire prunier, culture annexe vigne
 - b. Culture majoritaire pommier, culture annexe kiwi
 - c. Culture majoritaire pommier, culture annexe pruniers
3. Grande arboriculture : de 50 à 70 ha, uniquement des pommiers.
4. Producteurs de petits fruits. De 5 à 10 hectares de petits fruits.
5. Céréaliculteur. De 50 à 100 hectares de grandes cultures.

Dans la diversité des paysages simulés nous pouvions par exemple générer des paysages qui, par analogie, pouvaient faire référence à des paysages présents dans la zone d'étude (Figure 2 & 3).



Figure 2 : (a) Paysage généré par le modèle comprenant une faible proportion de petites exploitations arboricoles [Légende : Patch vert foncé avec symbole d'arbre = forêt, vert clair = pommiers, rouge = cerisier, violet = prunier, magenta = vigne, Rose = petits fruits, patch entouré de vert clair = présence de haies], (b) un paysage de la zone d'étude visualisée par Google Maps correspondant à une zone en déprise agricole avec des petites exploitations agricoles et des recrus boisées importantes.



(a)



(b)

Figure 3 : (a) Paysage généré par le modèle comprenant une grande proportion d'arboriculteurs et quelques céréaliculteurs. [Légende : Patch vert foncé avec symbole d'arbre = forêt, vert clair = pommiers, rouge = cerisier, violet = prunier, magenta = vigne, marron = kiwi, rose = petits fruits, Jaune = Grandes cultures, patch entouré de vert clair = présence de haies] (b) un paysage de la zone d'étude visualisé par Google Maps correspondant à une zone de production intensive en arboriculture avec des portions boisées résiduelles ainsi que quelques zones de grande culture.

L'analogie entre le paysage modélisé par le modèle et les paysages existants dans la zone d'étude est bien sûr largement discutable d'un point de vue formel puisqu'elle repose sur un très grand nombre de simplifications. Les figures 2 et 3 servent simplement à illustrer que lors de la co-construction du modèle la diversité des paysages générés par la modélisation a été jugée satisfaisante par le partenaire pour représenter les paysages tels qu'on peut les trouver dans le département du Tarn-et-Garonne où il opère.

b) Sous-modèle *Drosophila suzukii*

- Cycle de vie de *Drosophila suzukii* et occupations du sol

Le sous-modèle *Drosophila suzukii* a été principalement construit en caractérisant les principaux éléments du cycle de vie de *Drosophila suzukii* en rapport avec les différents types d'occupations du sol (*Land cover*). Cette étape a consisté à établir sur la base de l'expérience du partenaire la relation entre toutes les occupations du sol identifiées et les étapes clés du cycle de vie de *Drosophila suzukii* tout au long de l'année (Annexe 1 pour le tableau complet). Fondamentalement, les différentes occupations du sol peuvent abriter et/ou servir de site de ponte pour *Drosophila suzukii* à différentes périodes de l'année. L'exemple indiqué dans le tableau 1 montre le cas pour les jardins des particuliers, c'est-à-dire les jardins d'agrément des maisons individuelles, souvent présents dans la zone d'étude. Ces jardins comprenant très régulièrement quelques arbres fruitiers, ils peuvent être une source de ravageurs significative (Walsh et al. 2011).

Jardins des particuliers	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
• Ponte												
• Abrite												

Tableau 1 : Périodes de l'année où les jardins des particuliers fournissent abris et sites de ponte aux populations de *Drosophila suzukii* selon l'expérience du partenaire. Les cases en noir correspondent aux périodes où l'activité biologique décrite est possible sur l'occupation du sol « Jardins des particuliers ». Les cases blanches indiquent que la fonction ne peut pas être remplie par ce type d'occupation du sol.

La dynamique de population de *Drosophila suzukii* est très imparfaitement connue et donc la relation entre activité biologique et occupation du sol est restée binaire (oui/non). Pour certaines occupations du sol, lorsque le partenaire ne disposait pas d'information précise pour même fournir ce type de relation binaire, nous indiquions cette incertitude, comme le montre l'exemple dans le tableau 2.

Petits fruits	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
• Ponte												
• Abrite												

Tableau 2 : Périodes de l'année où les parcelles de petits fruits fournissent abri et site de ponte aux populations de mouche *suzukii* selon l'expérience du partenaire. Les cases noircies correspondent aux périodes où l'activité biologique décrite est possible sur l'occupation du sol « petits fruits ». Les cases blanches indiquent que la fonction ne peut pas être remplie par ce type d'occupation du sol. Les cases grises indiquent une incertitude dans le sens d'ignorance de l'un ou l'autre cas.

Face à ces incertitudes, nous avons donc fonctionné par hypothèses vis-à-vis de ce qui était le plus probable. Dans le cas présenté dans le tableau 2 par exemple, nous avons considéré qu'il est probable que les parcelles de petits fruits servent également d'abris sur les périodes de ponte, et pas en dehors de ces périodes. Un patron qui est similaire à celui sur la vigne, et qui était connu avec plus de certitude (Annexe 1). Si le processus de modélisation l'avait rendu nécessaire, nous aurions pu effectuer des simulations qui exploraient l'impact de diverses hypothèses vis-à-vis des incertitudes sur le rôle de certaines occupations du sol vis-à-vis du cycle de vie de *Drosophila suzukii*.

- Cycle de vie de *Drosophila suzukii* et climat

Sur la base de la littérature scientifique, de l'expérience du partenaire et en utilisant les données météo récoltées par le CEFEL en 2014-2015 (température et humidité) nous avons pu établir une matrice indiquant l'effet délétère du climat (température et humidité) sur les populations de *Drosophila suzukii*. La littérature scientifique nous indique notamment que le développement de *Drosophila suzukii* s'arrête en dessous de 10 °C et au-dessus de 30°C de moyenne (Cini et al. 2012). De même, les populations de *Drosophila suzukii* sont gênées par un climat sec, nous avons établi une limite de 80% d'humidité en dessous duquel l'effet de

sécheresse se faisait sentir sur les populations de *Drosophila suzukii*. Le résumé de ces effets est présenté dans le tableau 3 ci-dessous.

	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
< 10°C	■									■	■	
> 30°C												
< 80% humidité				■	■	■			■			

Tableau 3 : Effets délétères sur les populations de *Drosophila suzukii* de la température et de l'humidité. Les cases noires indiquent les périodes où ce paramètre a un effet négatif sur leur développement.

- Evolution des populations de *Drosophila suzukii*

Disposant de peu d'informations sur les dynamiques de population des mouches *suzukii*, nous avons caractérisé des populations localisées sur chaque patch en notant leur « abondance » sur une échelle de zéro à 10 maximum. Zéro représente l'absence de la mouche et 10 un état de présence maximal. Chaque patch comprend une seule population de mouches *Drosophila suzukii*. A chaque pas de temps, établi au cours de la modélisation à 15 jours, chaque population de *Drosophila suzukii* voit sa population augmenter ou diminuer en fonction du climat, de la mortalité naturelle et de la reproduction. A chaque pas de temps, chaque population voit son paramètre d'« abondance » réduite de 1 par mortalité « naturelle » (i.e. autre que le climat). Elle est également réduite de 1 pour chaque critère climatique délétère (tableau 3) excepté si elle se trouve sur une occupation du sol qui lui procure un abri, comme par exemple les jardins des particuliers au mois de Mai (Tableau 1). Une fois arrivée à 0, la population de *Drosophila suzukii* disparaît. Les populations augmentent par reproduction sur les sites de pontes. Chaque quinzaine, chaque population de *Drosophila suzukii* fait augmenter « l'abondance » de 1 toutes les autres populations de *Drosophila suzukii* qui sont sur un patch à portée de sa « capacité de dispersion » et qui peuvent servir de site de ponte. S'il n'y avait plus de mouches *suzukii* sur un patch qui peut servir de site de ponte, une nouvelle population est créée. La « capacité de dispersion » de *Drosophila suzukii* n'étant pas une donnée connue nous avons établi un curseur pour explorer différentes valeurs possibles à octroyer à ce paramètre.

3.2 Modèle final

La dernière version du modèle multi-agents permettait de simuler un paysage avec l'évolution de population de *Drosophila suzukii*. Une capture d'écran de l'interface permet de visualiser les différents éléments (Figure 4). Ce modèle est principalement constitué des sous-modèles présentés ci-dessus. La figure 4 permet de visualiser tous les curseurs disponibles dans la dernière version (Proportion d'agriculteurs, Paysage et *Drosophila suzukii*). Cette figure montre également ce qu'il est possible d'obtenir comme rendu graphique en effectuant des simulations à l'aide de ce modèle. Bien que sommaire, il était possible de visualiser où se situaient la pression de *Drosophila suzukii* via les points rouges qui la représente directement.

La figure 4 montre par exemple une situation au mois de Juin (13^{ème} quinzaine de l'année calendaire) où les cultures de petits fruits sont concomitantes d'un niveau élevé de présence de *Drosophila suzukii* (i.e. les patchs roses avec des points rouges).

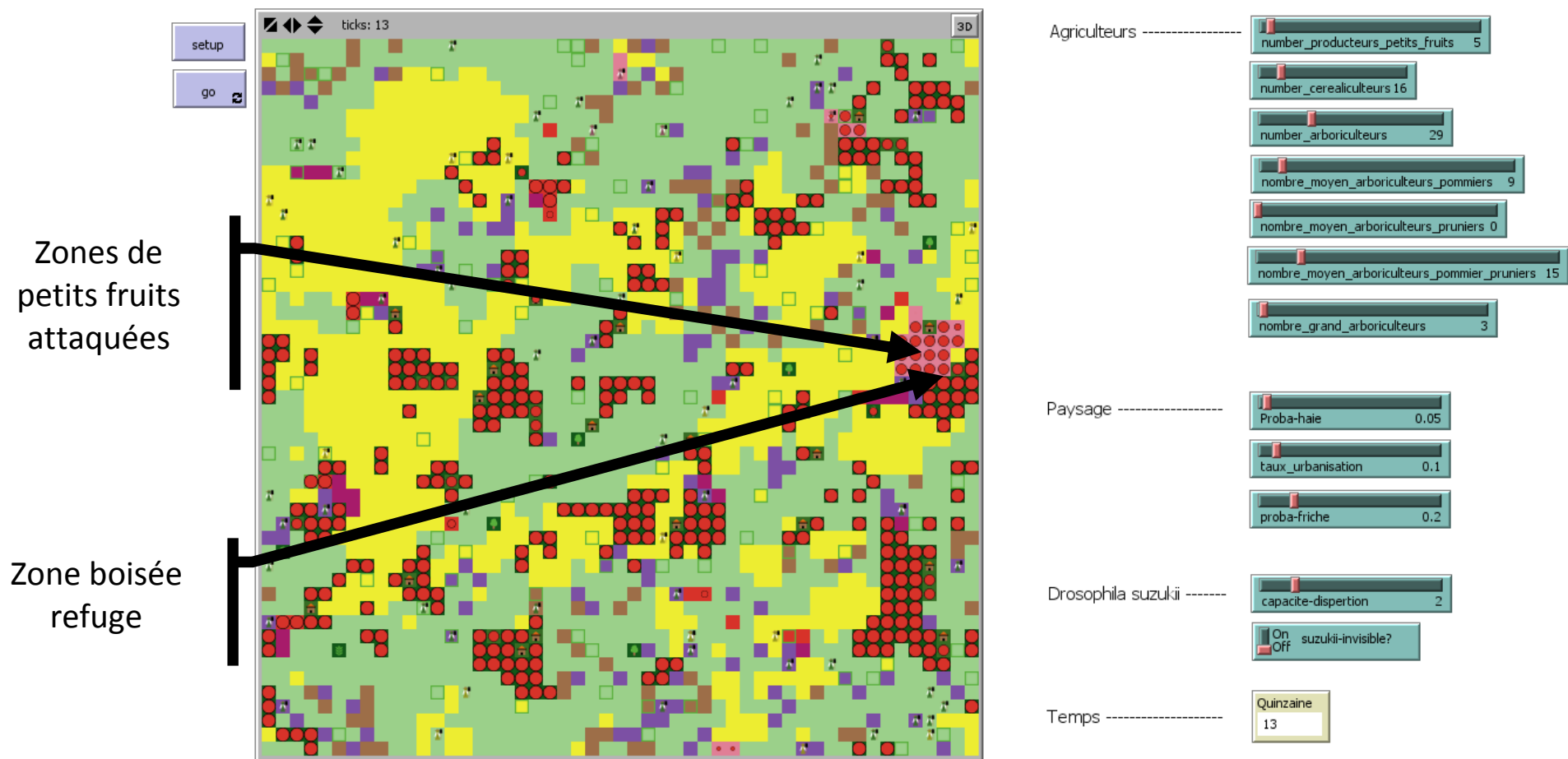


Figure 4 : Interface du dernier modèle réalisé. Légende de l'espace graphique : patch vert foncé avec symbole d'arbre = forêt, vert foncé avec symbole plante = friche, vert foncé avec symbole maison = maison individuelle, vert clair = pommiers, rouge = cerisier, violet = prunier, magenta = vigne, marron = kiwi, rose = petits fruits, Jaune = Grandes cultures, patch entouré de vert clair = présence de haies. Les points rouges indiquent les populations de *Drosophila suzukii* et leur taille est proportionnelle à la plus ou moins grande présence de mouches sur le patch.

3.3 Feedback final du partenaire suite aux premières simulations

A l'issue de la modélisation présentée ici, il était possible de générer des simulations d'évolution de la menace *Drosophila suzukii* sur des paysages différents. A cette étape peu avancée du développement du modèle, le comportement des populations de *Drosophila suzukii* étaient satisfaisantes pour le partenaire, et ceci malgré les incertitudes et la grande simplicité des hypothèses de modélisation et de codage. En effet, les premières simulations montrent des croissances fortes des populations de *Drosophila suzukii* sur les parcelles de petits fruits et de cerises au moment de la fructification malgré l'absence de population de *Drosophila suzukii* à la sortie de l'hiver sur ces cultures, ce qui correspond correctement aux observations de terrain du partenaire. De même, les premières simulations montrent une présence importante de *Drosophila suzukii* sur les zones de bois et de friches (Figure 4). Cette importance clef des zones boisées comme abris pour *Drosophila suzukii*, notamment en automne et en hiver, est cohérent avec les piégeages réalisés au niveau du CEFEL (voir figure 5).

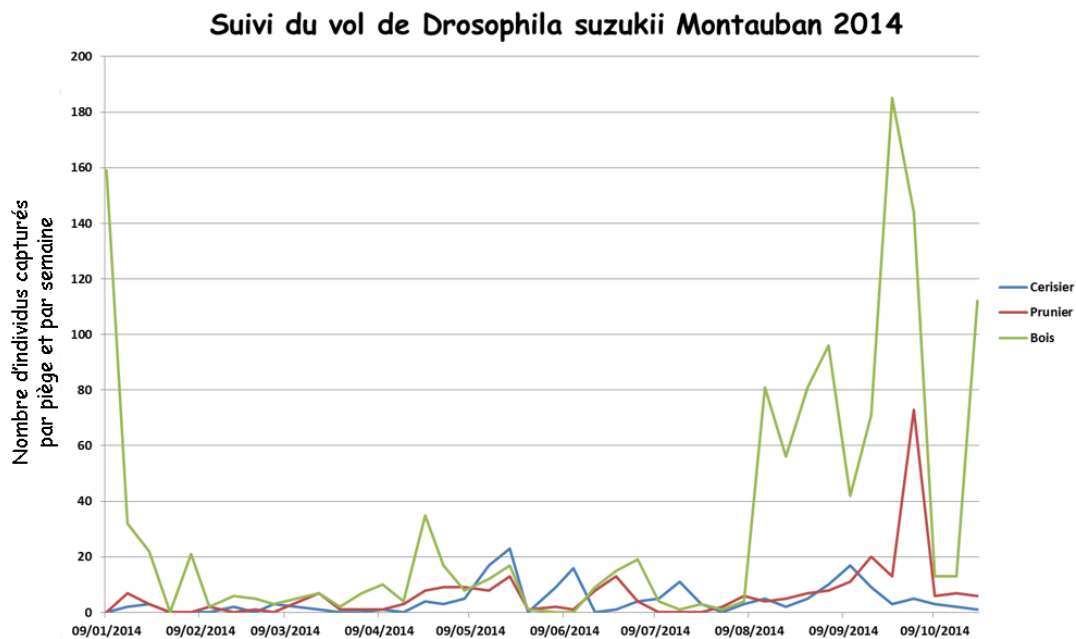


Figure 5 : Données transmises par le CEFEL au niveau de leur piégeage de *Drosophila Suzukii* sur leur centre d'expérimentation de Montauban dans les bois (en vert), dans les Cerisiers (Bleu) et dans les pruniers (Rouge).

A l'issue de ces premières modélisations, le partenaire ne voit toutefois pas d'intérêt à continuer. En effet, bien que le modèle soit capable de simuler la dynamique de population de *Drosophila suzukii*, ces simulations ont aussi mis à jour plus clairement la très faible proportion de surfaces en cerise et/ou en petits fruits par rapport aux sources potentielles de

Drosophila suzukii (Bois, friches, jardins des particuliers, haies). Il apparaît alors évident à ses yeux qu'une solution à l'échelle du paysage est limitée à deux scénarios :

1. La disparition de tous ces espaces d'abris, hypothèse dont la très grande ampleur et l'impact environnemental est peu réaliste.
2. Une coordination d'actions à grande échelle entre de nombreux acteurs pour des bénéfices agricoles limités à de faibles surfaces.

Pour le partenaire, la solution réside donc ultimement dans la possibilité au niveau de chaque producteur de pouvoir protéger les cerisiers contre *Drosophila suzukii* grâce à des filets dont la faible maille prévient l'accès du ravageur aux fruits. Conseillé par le partenaire d'aller présenter le modèle à la présidente de la SICREM (Syndicat Interprofessionnel de la Cerise REgion Moissac), le feedback obtenu à cette occasion fut de même nature. Au niveau des producteurs, les solutions résident tout d'abord à disposer des produits chimiques capables de contrôler la mouche (et donc l'intérêt ici est principalement réglementaire et technique) ou alors par l'installation de filets individuels autour des cerisiers. L'intérêt des producteurs en terme d'innovation semble donc résider bien plus dans la possibilité d'optimiser la technique des filets en la rendant la plus économique possible (baisse du prix élevé et limitation des effets indésirables). En effet, la pose de ces filets implique des coûts significatifs (plusieurs dizaines de milliers d'euros d'investissement par hectare) et génère des interventions complexes dont il faudrait s'assurer l'efficacité. Entre autres effets, les filets génèrent des pointes de travail qui doivent pouvoir s'inscrire dans le calendrier de travail de l'exploitant. De plus, ces mêmes filets pourraient créer des effets de microclimat au niveau de l'arbre en favorisant une plus grande humidité, éventuellement plus favorable au développement des maladies fongiques.

3.4 Bilan de la modélisation

Le cycle de modélisation s'est donc terminé à cette étape des premières simulations du modèle multi-agent. Pour le partenaire, la modélisation rapidement effectuée permettait de répondre à sa question initiale, à savoir qu'il était possible de modéliser la dynamique de *Drosophila suzukii* au niveau d'un territoire malgré les incertitudes, mais qu'il n'apparaissait pas pour lui de perspectives pour des scénarios de gestion paysagère. En cela, la modélisation agile démontre ici son extrême rapidité à générer un artefact informatique capable de répondre à une question exploratoire. Pour le partenaire, le bilan de cette démarche de modélisation est positif. Lors d'un entretien d'évaluation de la démarche, il mentionne notamment la découverte de ce type de simulation, capable d'intégrer des incertitudes. Egalement, il mentionne le bénéfice ressenti dans l'utilisation d'une démarche transparente, effectuée dans la communication. Il mentionne notamment ces bénéfices en opposition avec d'autres modèles de modélisations de ravageurs qui sont souvent pour lui difficilement compréhensibles (effet de « boîte noire ») et « déconnectés du terrain ». Même si ce cycle de

modélisation n'a pas débouché en soi vers des perspectives d'innovation nouvelle pour le CEFEL, le bilan pour le partenaire est donc plutôt positif.

Du côté du modélisateur (l'auteur de cette thèse), l'expérience est également positive. La demande explicite du partenaire a permis la mise en place d'un espace de modélisation constructif. L'approche de modélisation agile permet des échanges d'informations rapides entre modélisateur et partenaire et l'obtention de feedbacks très régulier. Une modélisation réduite à deux personnes permet une rapidité d'exécution remarquable puisque les difficultés de communication sont forcément réduites. La réalisation de ce type de modélisation nécessite à priori quelques conditions clefs pour se réaliser dans de bonnes conditions :

1. Un accord et un intérêt mutuel entre le ou les partenaire(s) sur le mandat de modélisation pour générer un véritable espace de co-construction
2. Un modélisateur facilitateur qui doit chercher au maximum à se mettre au service du partenaire en lui rendant compréhensible les différentes étapes de modélisation et en facilitant l'expression, la formalisation et l'échange autour des connaissances pertinentes pour la modélisation.

Si ce court cycle de modélisation a permis satisfaction pour le partenaire, il est naturel de considérer vers quels autres questionnements ces premiers éléments peuvent déboucher. De ce premier cycle de modélisation il semble pouvoir se dégager que :

1. Une approche de gestion au niveau du paysage apparait d'autant moins probable que la proportion de cultures menacée est faible. Cela peut signifier à l'inverse que plus la proportion de telles cultures est importante, plus la probabilité d'un intérêt à une gestion paysagère est élevée. A ce titre, cette recherche vis-à-vis de la problématique de *Drosophila suzukii* pourrait intéresser des acteurs dans des zones de cultures où la cerise y est plus importante. La figure 6 ci-dessous montre qu'un département comme le Vaucluse avec des surfaces 4 fois plus importantes de Cerisiers que le Tarn-et-Garonne pourrait être plus favorable à une approche paysagère. Des actions collectives entreprises dans ce département afin de sensibiliser les pouvoirs publics aux difficultés rencontrées par les producteurs de Cerises (Annexe 5) laissent supposer qu'en effet un intérêt pourrait y être présent.

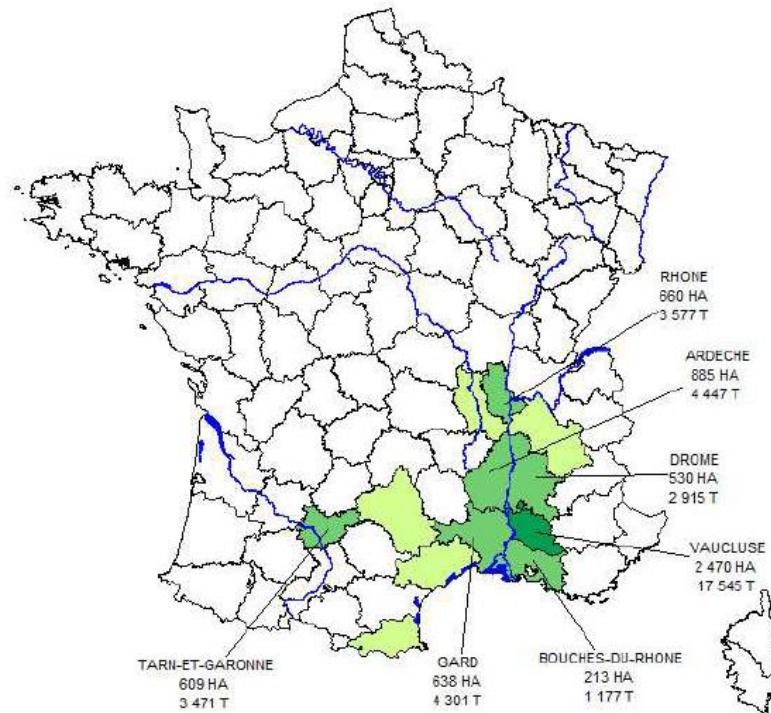


Figure 6 : Carte des départements Français producteurs de Cerise en 2014. (Source Agreste et élaboration FranceAgrimer). Vert foncé = Production supérieur à 10 000 T de cerise, Vert = De 1000 à 10000 T, vert clair = < 1000 T.

- La solution des filets individuels (Alt mouche, Alt'Droso) semble porter les promesses de protection les plus efficaces (Cormier et al. 2015), notamment dans des zones où des stratégies à l'échelle du paysage semblent démesurées par rapport à la menace identifiée. Si ces filets semblent prometteurs d'un point de vue de leur efficacité contre *Drosophila suzukii* il subsiste de nombreuses limitations techniques et économiques. D'après la présidente du SICREM, ces filets restent chers et les effets indirects sont mal connus. Des expérimentations dans ce domaine sont d'après elle manquantes pour pleinement mesurer si l'investissement est rentable ou non. Une démarche de recherche participative avec ce groupement à propos de tels filets pourrait être envisageable.

4. Discussion

La discussion s'organise en deux parties. Dans une première partie nous allons discuter des résultats vis-à-vis de la problématique du contrôle de *Drosophila suzukii*. Dans un second temps nous discuterons de l'approche de modélisation que nous avons entreprise.

4.1 Quelles perspectives pour le contrôle de *Drosophila suzukii* ? Vers un objet chevelu...

Nos résultats laissent penser que dans le Tarn-et-Garonne, la lutte contre *Drosophila suzukii* prendra difficilement une dimension paysagère à moins d'un regain commercial autour de la Cerise qui augmenterait significativement les surfaces. Nous avons vu dans notre cas d'étude particulier que, contrairement à ce qu'on pouvait penser initialement, ce n'était pas tant les incertitudes sur la biologie et l'écologie de cet insecte qui empêchent d'imaginer des solutions à l'échelle du paysage, mais bien plutôt le paysage compris à la fois dans des dimensions écologiques et sociales. En effet, comme nous l'avons vu, une des limitations qui a mis fin à la modélisation est la prise de conscience que les paysages Tarn-et-Garonnais comprenaient trop peu de cultures cibles des pontes de *Drosophila suzukii* (Cerisiers, petits fruits) vis-à-vis des plus nombreuses zones refuges (Bois, friches, jardins particuliers, haies). Mais cette limitation ne se comprend qu'en y ajoutant en plus le contexte technique, réglementaire et économique. Comme on a pu le voir, des solutions techniques individuelles utilisant des filets à fine maille semblent pouvoir efficacement limiter les attaques de *Drosophila suzukii*. C'est ce que suggère une étude réalisée par ailleurs sur les bleuets au Québec (Cormier et al. 2015). L'intérêt des producteurs de cerises semble aller dans ce sens également. Ainsi, cet objet technique résout également le problème réglementaire lié à l'interdiction du Diméthoate en 2016, seul composé qui donnait entièrement satisfaction aux arboriculteurs pour le contrôle de la mouche, en fournissant une alternative efficace. Le coût de ces filets n'est toutefois pas négligeable et impacte nécessairement la viabilité économique des surfaces cultivées sur lesquelles ces filets pourraient être installés. Des coûts initiaux autour de 20000 €/ha sont mentionnés localement¹⁵. Ce coût ne prend même pas en compte le coût du travail supplémentaire (ouverture/fermeture et entretien) ainsi que du coût d'opportunité de ce travail mobilisé à gérer des filets. Il n'est donc pas étonnant dans ce contexte que certains producteurs de cerises se posent la question de replanter ou non des rangs de cerisiers. On peut donc rapidement le voir ici, les filets ne résolvent qu'une partie de la problématique car la solution technique « efficace » présente également une charge économique qui pourrait

¹⁵ Une étude réalisée par le gouvernement du Queensland en Australie suggère des sommes fréquemment plus élevées (Rigden et al. 2008). Sous l'hypothèse d'un budget initial de 20 000 Euros/ha, c'est un coût annuel amorti sur 15 ans de presque 1400 euros par hectare de vergers de cerisiers. Cette charge supplémentaire serait à priori à déduire de la valeur ajoutée nette annuelle moyenne pour une culture de cerisiers en Tarn-et-Garonne qui est de 3800 €/ha (CER France et al. 2013).

être rédhibitoire, particulièrement pour des producteurs disposant de faibles surfaces et de faibles marges financières pour immobiliser un tel capital dans des filets protecteurs. Une telle précarité financière est assez fréquente dans la zone d'étude pour ceux qui disposent de surfaces en cerise.

Sur la base de notre modélisation participative nous avons pu voir qu'une approche paysagère pourrait éventuellement présenter une alternative dans le cas où une plus grande proportion de cultures sensibles à *Drosophila suzukii* rendrait plus probable une action coordonnée entre agriculteurs. Cette action coordonnée semble d'autant plus probable que des actions collectives de producteurs de cerises du Sud-Est de la France ont déjà eu lieu pour interpeller les pouvoirs publics et exiger d'eux des protections économiques et réglementaires (voir annexe 5). On voit également que la problématique échappe très largement à la seule question de technique agricole de la gestion de *Drosophila suzukii* dans les vergers puisqu'elle a impliquée jusqu'à l'intervention du Ministre de l'agriculture Français pour interdire l'accès au marché Européen de Cerises qui seraient produites en utilisant du Diméthoate (Annexe 6). En ce sens, la problématique entourant *Drosophila suzukii* n'est pas qu'un problème biotechnique mais aussi un problème social, économique et politique. Il est un objet de controverse qui oppose notamment la tendance aux interdictions de pesticides par les pouvoirs publics et un monde agricole majoritairement opposé à ces mêmes interdictions. On pourrait également interroger la nature symbolique de cette mouche « étrangère » et « invasive » détruisant les productions française, à l'heure où nombre d'agriculteurs luttent pour le rétablissement de protections aux frontières. Dans ce sens, cette mouche suzukii est ce que Bruno Latour a appelé « un objet chevelu » ou « hybride », à savoir un objet à la fois culturel et naturel, confronté aux divergences de représentations sociales et aux controverses qui les entourent (Latour 2005). Selon ce même auteur, et sous l'hypothèse que ces différentes représentations sont également légitimes, de tels objets ne peuvent être gérés que par l'établissement d'une arène de discussion spécifique, un « parlement des choses » (Latour 2005). La question de la forme d'un tel espace de communication entre toutes les parties prenantes reste largement à définir et à stabiliser. Ce rôle clef de la communication dans un contexte rural confronté à des innovations ou au besoin d'innover a déjà été mentionné comme nécessaire pour aller au-delà d'une approche verticale et « transfériste » des innovations vers les agriculteurs (Leeuwis & Aarts 2010). Il n'est pas impossible toutefois qu'ouvrir un tel espace de communication soit particulièrement complexe à établir dans le cas du secteur de l'agriculture où le système d'innovation est classiquement séparé des agriculteurs qui ne peuvent individuellement en soutenir les coûts associés (Pavitt 1984). Le rôle spécifique de la recherche publique dans ce domaine est sûrement significatif (*Ibid.*). Notre démarche de modélisation participative ici montre toutefois que l'on peut rapidement accompagner un acteur de l'innovation pour identifier les possibilités pour de tels espaces d'innovation. A ce titre, et à partir du bilan effectué ici, un projet de modélisation participative dans le Sud-Est de la France sur *Drosophila suzukii* pourrait être particulièrement prometteur pour générer un tel espace de co-innovation.

4.2 Modélisation agile : un outil rapide pour explorer des espaces d'innovations potentiels

La modélisation agile (MA) est avant tout une approche de modélisation dans l'industrie de production de programmes informatiques grevée par des modes de productions dont l'efficacité est largement remise en question dans le sens où plus de deux programmes développés sur trois sont considérés comme des échecs (Erickson et al. 2005). Toutefois, cette approche est avant tout une philosophie de modélisation, basée sur des valeurs et des principes (Fowler & Highsmith 2001) qu'il nous a semblé possible de mobiliser. Même si la modélisation agile semble très peu utilisée dans la recherche (Erickson et al. 2005) elle nous a semblé cohérente avec notre approche générale de modélisation inspirée de la modélisation d'accompagnement (Etienne 2010). Les deux approches sont très similaires dans le sens où elles proposent une démarche et des principes plutôt que des techniques (Fowler & Highsmith 2001, Association ComMod 2013). A rapprocher ces deux approches, des similarités se dégagent dans le sens où elles recherchent l'effet bénéfique des interactions entre le(s) développeur(s) et les acteurs intéressés par le modèle dans la réalisation d'un outil satisfaisant à une question/demande. Ensuite, elles font mention d'une approche itérative et adaptative qui accueille le changement au fur et à mesure du développement et des interactions. Enfin, la validité du modèle n'est pas seulement technique mais liée à la satisfaction des acteurs à la source du besoin de modélisation.

Dans notre cas ici présenté, le dernier point prend même une tournure particulière puisque notre modèle était encore en développement qu'il était finalement déjà capable de satisfaire le partenaire de modélisation vis-à-vis de son questionnement. S'il n'est pas possible de valider techniquement le modèle réalisé dans un tel contexte, il y a une validation sociale par le partenaire (Etienne 2010). Nous retrouvons ici un constat déjà réalisé dans d'autres processus de modélisation où la compréhension d'un problème est surtout obtenu pendant le processus de construction participatif du modèle plutôt que lors de l'analyse des sorties du modèle lui-même (Sandker et al. 2010). Dans cette forme de validation existe toutefois un risque important qui est celui « du biais d'acceptation » (Barth et al. 2012) dans le sens où la satisfaction du partenaire pourrait correspondre à ses attentes préalables vis-à-vis du modèle. La réalisation du modèle à partir de la connaissance d'un seul partenaire crée une situation où ce qui est modélisé est un modèle réduit du modèle mental du partenaire sur la question envisagée.

La question des outils à mobiliser afin d'explorer des innovations dans le design des agroécosystèmes a déjà été posée et des propositions ont été faites dans ce sens (Berthet et al. 2015). En fonction du contexte et du degré d'avancement de la recherche participative, des outils sont certainement plus ou moins adaptés (*Ibid.*). A ce titre, la modélisation agile ici présentée permet avec un partenaire motivé de défricher rapidement une question pour en dégager les possibilités d'innovation et/ou de nouvelles voies de recherche à explorer. Elle apparaît donc comme une démarche préalable d'identification de terrain et des besoins

d'innovation dans lesquels peuvent être ensuite mobilisés des approches d'approfondissement comme la méthode KCP ou ComMod, plus exigeantes en termes d'organisation et d'acteurs impliqués afin d'ouvrir des espaces d'innovation dans le design d'agroécosystèmes (Ibid.).

5. Conclusion

La démarche de modélisation participative agile a démontré sa capacité à répondre rapidement à une demande d'un partenaire vis-à-vis d'une problématique de gestion d'un ravageur invasif en contexte de forte incertitude sur son écologie. En mobilisant les connaissances partielles disponibles au niveau du partenaire et en traitant de manière transparente les incertitudes, la co-construction d'un modèle agile a permis de défricher la question qui a initié cette recherche exploratoire. Cette démarche légère en temps et en ressource humaine permet d'explorer rapidement une question co-construite entre praticien et chercheur, de générer de nouveaux questionnements ainsi que des espaces d'innovations potentiels.

Vis-à-vis de la problématique de *Drosophila suzukii*, cette modélisation a notamment permis de prendre conscience du critère de densité d'agriculteurs impactés comme condition préliminaire essentielle d'une action à l'échelle territoriale pour sa gestion, ce qui laisse suggérer que certaines régions agricoles françaises seraient plus favorables pour tester l'innovation de la gestion territoriale de cet insecte invasif. Cette modélisation a aussi mis à jour la nature complexe de la problématique de la gestion de l'espèce invasive *Drosophila Suzukii* qui dépasse, notamment en France, le seul problème agronomique pour s'hybrider avec des problèmes économiques, politiques et réglementaires à l'échelle Européenne. Il est donc possible d'imaginer un espace d'innovation sociale qui implique plus largement toutes les parties prenantes de la société, c'est-à-dire toutes les facettes présentes autour de la problématique *Drosophila suzukii*. Un tel « parlement des choses », s'il apparaît ici comme une voie prometteuse pour Bruno Latour, n'en reste pas moins un espace de communication difficile à établir étant donné son échelle et sa nature profondément politique.

6. Références

- Ambler, S. (2002). *Agile Modeling: Effective Practices for eXtreme Programming and the Unified Process*. John Wiley & Sons.
- Arrignon, F., Deconchat, M., Sarthou, J.-P., Balent, G., & Monteil, C. (2007). Modelling the overwintering strategy of a beneficial insect in a heterogeneous landscape using a multi-agent system. *Ecological Modelling*, 205(3–4), 423–436.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.03.006>
- Association ComMod. (2013). La modélisation d'accompagnement : fondements et éthique d'une démarche de concertation pour un développement durable. Retrieved from https://collaboratif.cirad.fr/alfresco/s/d/workspace/SpacesStore/38509a15-6a43-42f8-9cf8-7c31370d2cc4/Leteurtre_2013_ComMod.pdf
- Bajracharya, K., & Duboz, R. (2013). Comparison of Three Agent-based Platforms on the Basis of a Simple Epidemiological Model (WIP). In *Proceedings of the Symposium on Theory of Modeling & Simulation - DEVS Integrative M&S Symposium* (p. 7:1–7:6). San Diego, CA, USA: Society for Computer Simulation International.
- Barth, R., Meyer, M., & Spitzner, J. (2011). Typical Pitfalls of Simulation Modeling - Lessons Learned from Armed Forces and Business. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 15(2), 5.
- Berthet, E. T. A., Barnaud, C., Girard, N., Labatut, J., & Martin, G. (2015). How to foster agroecological innovations? A comparison of participatory design methods. *Journal of Environmental Planning and Management*, 0(0), 1–22.
<https://doi.org/10.1080/09640568.2015.1009627>
- Bousquet, F., & Le Page, C. (2004). Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. *Ecological Modelling*, 176(3–4), 313–332.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.01.011>
- Callon, M., Lascoumes, P., & Barthe, Y. (2001). *Agir dans un monde incertain - Essai sur la démocratie technique*. Paris: Seuil.
- CER FRANCE Tarn et Garonne, Chambre d'Agriculture du Tarn et Garonne, Syndicat de défense AOC Chasselas de Moissac, & Coopérative Unicoque. (2013). *Chiffres repères en arboriculture fruitière*. Retrieved from http://www.agri82.fr/images/stories/2013/economie_2013/chiffresreperes_arboriculturefruitiere.pdf
- Chabert, S., Allemand, R., Poyet, M., Eslin, P., & Gibert, P. (2012). Ability of European parasitoids (Hymenoptera) to control a new invasive Asiatic pest, *Drosophila suzukii*. *Biological Control*, 63(1), 40–47. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2012.05.005>
- Cini, A., Ioriatti, C., & Anfora, G. (2012). A review of the invasion of *Drosophila suzukii* in Europe and a draft research agenda for integrated pest management. *Bulletin of Insectology*, 65(1), 149–160.
- Cormier, D., Veilleux, J., & Firlej, A. (2015). Exclusion net to control spotted wing *Drosophila* in blueberry fields. *IOBC-WPRS Bull*, 109, 181–184.

- Dybå, T., & Dingsøyr, T. (2008). Empirical studies of agile software development: A systematic review. *Information and Software Technology, 50*(9–10), 833–859.
<https://doi.org/10.1016/j.infsof.2008.01.006>
- Elliott, N. C., Onstad, D. W., & Brewer, M. J. (2008). History and ecological basis for areawide pest management. *Areawide Pest Management: Theory and Implementation, 15–33*.
- Erickson, J., Lyytinen, K., & Siau, K. (2005). Agile Modeling, Agile Software Development, and Extreme Programming: The State of Research. *Journal of Database Management, 16*(4), 88–100.
- Etienne, M. (2010). *La modélisation d'accompagnement*. Versailles: Quae.
- Etienne, M., Du Toit, D., & Pollard, S. (2011). ARDI: A Co-construction Method for Participatory Modeling in Natural Resources Management. *Ecology and Society, 16*(1).
<https://doi.org/10.5751/ES-03748-160144>
- Ferber, J. (1995). *Les systèmes multi-agents: Vers une intelligence collective*. Paris: Dunod.
- Fowler, M., & Highsmith, J. (2001). The agile manifesto. *Software Development, 9*(8), 28–35.
- Funtowicz, S. O., & Ravetz, J. R. (1994). Uncertainty, complexity and post-normal science. *Environmental Toxicology and Chemistry, 13*(12), 1881–1885.
- Haviland, D. R., & Beers, E. H. (2012). Chemical control programs for *Drosophila suzukii* that comply with international limitations on pesticide residues for exported sweet cherries. *Journal of Integrated Pest Management, 3*(2), F1–F6.
- Hendrichs, J., Kenmore, P., Robinson, A. S., & Vreysen, M. J. B. (2007). Area-wide integrated pest management (AW-IPM): principles, practice and prospects. In *Area-Wide Control of Insect Pests* (pp. 3–33). Springer.
- Hulme, P. E. (2009). Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology, 46*(1), 10–18. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x>
- Kanzawa, T. (1939). Studies on *Drosophila suzukii* Mats. In *Abstract in Review of applied Entomology* (Vol. 29, p. 49). Kofu, Yamanashi Agricultural Experiment Station.
- Latour, B. (2005). *Nous n'avons jamais été modernes*. Paris: La Découverte.
- Leeuwis, C., & Aarts, N. (2010). Retinking communication in innovation processes: creating space for change in complex systems. In *Innovation and change facilitation for rural development*. Vienna.
- Novak, J. D., & Cañas, A. J. (2008). The theory underlying concept maps and how to construct them. *Florida Institute for Human and Machine Cognition, 1*.
- Ohrn, D., & Dreves, A. J. (2012). Using landscape ecology to inform spotted wing drosophila management practices. In *Proceedings of the 71st Annual Pacific Northwest Insect Management Conference* (pp. 21–23). Portland (OR), USA.
- Pavitt, K. (1990). Sectoral patterns of technical change: towards a taxonomy and a theory. *The Economics of Innovation, 249–79*.
- Pelton, E. (2015). *Risk factors of Drosophila suzukii infestation in Upper Midwest fruit crops*. UNIVERSITY OF WISCONSIN-MADISON. Retrieved from http://www.agroecology.wisc.edu/documents/Pelton_thesis_6_2015.pdf

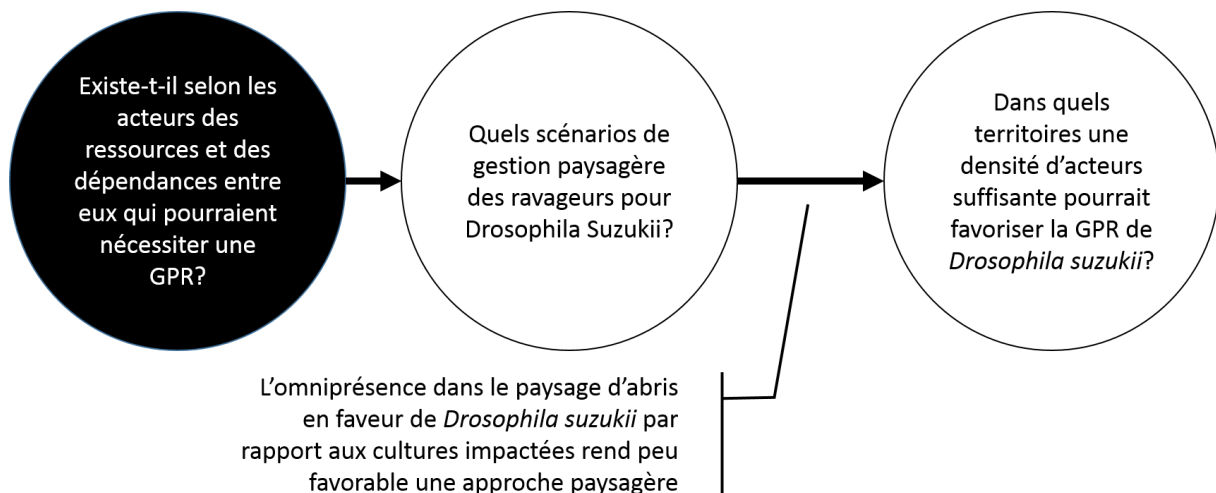
- Poyet, M., Havard, S., Prevost, G., Chabrierie, O., Doury, G., Gibert, P., & Eslin, P. (2013). Resistance of *Drosophila suzukii* to the larval parasitoids *Leptopilina heterotoma* and *Asobara japonica* is related to haemocyte load. *Physiological Entomology*, *38*(1), 45–53. <https://doi.org/10.1111/phen.12002>
- Poyet, M., Le Roux, V., Gibert, P., Meirland, A., Prévost, G., Eslin, P., & Chabrierie, O. (2015). The Wide Potential Trophic Niche of the Asiatic Fruit Fly *Drosophila suzukii*: The Key of Its Invasion Success in Temperate Europe? *PLOS ONE*, *10*(11), e0142785. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0142785>
- Rigden, P., Page, J., & Chapman, J. (2008). To net or not to net. *Flying-Fox Control in Orchards through Netting Protection*. Retrieved from <http://otcobirdnet.com.au/Orchard-Netting-Report.pdf>
- Sandker, M., Campbell, B., Ruiz-Pérez, M., Sayer, J., Cowling, R., Kassa, H., & Knight, A. (2010). The role of participatory modeling in landscape approaches to reconcile conservation and development. *Ecology and Society*, *15*(2).
- Schellhorn, N. A., Parry, H. R., Macfadyen, S., Wang, Y., & Zalucki, M. P. (2015). Connecting scales: Achieving in-field pest control from areawide and landscape ecology studies: Connecting scales. *Insect Science*, *22*(1), 35–51. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12161>
- Thierry, H., Sheeren, D. D., Marilleau, N., Monteil, C., Corson, N., & Amalric, M. (2014). From the Lotka–Volterra model to a spatialised population-driven individual-based model. *Ecological Modelling*, xxx (2014). <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.09.022>
- Van Timmeren, S., & Isaacs, R. (2014). Control of spotted wing drosophila, *Drosophila suzukii*, by specific insecticides and by conventional and organic crop protection programs. *Crop Protection*, *59*, 81. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2013.12.022>
- Voinov, A., & Bousquet, F. (2010). Modelling with stakeholders. *Environmental Modelling & Software*, *25*(11), 1268–1281. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.007>
- Walsh, D. B., Bolda, M. P., Goodhue, R. E., Dreves, A. J., Lee, J., Bruck, D. J., Walton, V. M., O’Neal, S. D., Zalom, F. (2011). *Drosophila suzukii* (Diptera: Drosophilidae): Invasive Pest of Ripening soft Fruit Expanding Its Geographic Range and Damage Potential. *Journal of Integrated Pest Management*.

Synthèse du chapitre 6

Dans le chapitre 6, nous avons détaillé la modélisation participative réalisée avec un partenaire technique sur la possibilité de gestion paysagère du ravageur *Drosophila suzukii*. Les incertitudes sur les connaissances à propos de l'écologie du ravageur vis à vis du paysage ne sont pas apparues comme un frein à la GPR au contraire d'un frein liée à la situation locale. En effet, la faible proportion dans le paysage d'agriculteurs touchés par rapport à la proportion d'éléments paysagers source de disservice rend peu favorable une gestion paysagère du fait du grand nombre d'acteurs qu'il faudrait alors mobiliser. Cette difficulté semble entrainer localement des approches de protection individuelles (Filets, pesticides). En changeant de contexte, dans des paysages où une plus forte concentration de producteurs seraient impactés, de nouvelles perspectives de gestion paysagère de ce ravageur pourraient s'ouvrir.

L'approche de modélisation agile s'est révélée être une approche adaptée à la modélisation participative multi-agent réalisée à propos de la mouche suzukii. Le partenaire a exprimé sa satisfaction vis-à-vis de la démarche développée, pour sa capacité à générer des échanges rapides et des premiers rendus de modélisation malgré un fort niveau d'incertitude sur les connaissances écologiques et sociales impliquées.

La modélisation développée dans ce chapitre montre qu'une modélisation participative basée sur un diagnostic d'un problème identifiée au niveau des acteurs locaux permet l'établissement d'un espace d'exploration d'innovation constructif et motivant pour les partenaires.



Chapitre 7

Discussion générale

Dans ce dernier chapitre nous présentons d'abord une synthèse des principaux résultats vis-à-vis de notre exploration de l'innovation de la GPR et les verrous et leviers identifiés. Dans un second temps, nous discuterons du processus de recherche et d'établissement d'une arène d'action en vue de l'innovation de la gestion paysagère des ravageurs. Dans une dernière partie nous discuterons en particulier des perspectives de recherche ouverts par ce travail de thèse.

1. Synthèse des résultats

Dans cette thèse nous avons cherché à répondre à plusieurs questionnements. Premièrement, nous avons voulu déterminer si les acteurs potentiels d'une GPR percevaient le paysage et les ennemis naturels comme des ressources communes. En lien avec ce questionnement, nous sommes interrogés sur le fait de savoir si ces acteurs se percevaient comme dépendants les uns des autres vis à vis de l'effet du paysage et de l'action des ennemis naturels. Dans un deuxième temps, nous avons cherché à qualifier les incertitudes en jeu autour de la GPR. Nous nous sommes interrogés en particulier sur les différentes perspectives des acteurs vis-à-vis des processus socio-écologiques impliqués dans la GPR, notamment entre scientifiques et acteurs locaux à propos de l'effet du paysage sur la régulation biologique. Nous nous sommes dotés d'outils de modélisation participative visant à d'intégrer et d'appréhender ces incertitudes. Finalement, via les étapes successives de modélisations, nous avons cherché à identifier les verrous et leviers d'une GPR. En cherchant à les mettre à jour et à les qualifier, notre objectif était de pouvoir trouver des pistes pour son établissement et d'orienter vers de nouvelles recherches en matière de GPR.

Dans le Chapitre 3, nous avons tout d'abord pu identifier qu'une large majorité d'acteurs interrogés identifiait les ennemis naturels comme une ressource dans la régulation des ravageurs, contrairement au paysage dont aucun acteur ne se le représentait comme tel. Ni les ennemis naturels, ni le paysage ne sont actuellement perçus comme des ressources communes susceptibles de nécessiter une gestion coordonnée par les acteurs. Nous avons également pu répondre à la question des dépendances entre acteurs potentiels de cette innovation. Nous n'avons à ce titre pas identifié chez eux de représentations de dépendances au niveau du paysage comme pouvant être fournisseur de services écosystémiques provenant des ennemis naturels. Cette absence de dépendances dans les représentations, et donc de bénéfices agricoles pouvant provenir du paysage, est un frein majeur à l'établissement d'une GPR parce que les acteurs interrogés ne pensent pas qu'il pourrait y avoir un intérêt à se

coordonner pour y contribuer. Des dépendances entre voisins ont été mentionnées pour des pressions de ravageurs favorisées par des éléments du paysage, mais le plus souvent ces pressions étaient d'importance limitée et considérées en général comme gérables individuellement par des voies conventionnelles comme un traitement chimique. Certaines dépendances, notamment pour la mise en place de la confusion sexuelle contre le carpocapse chez les arboriculteurs, favorisent la coordination entre arboriculteurs par accords informels entre voisins. En cela, nous avons retrouvé sur le terrain l'existence de la stratégie de Gestions Territoriale des Ravageurs¹⁶ que nous avons présenté dans le chapitre 1. Vis-à-vis des ravageurs également, nous avons identifié dans le chapitre 3 la pression spécifique d'un ravageur invasif (*Drosophila suzukii*) faisant d'importants dégâts chez les acteurs possédant des cerisiers ou des cultures de petits fruits. La dynamique paysagère de ce ravageur implique des dépendances fortes entre acteurs du paysage et donc un potentiel intérêt dans une GPR (même si elle n'impliquait pas l'action des ennemis naturels). Toutefois, ces dépendances entre voisins vis-à-vis de ce ravageur, explorées dans le chapitre 6, ne sont actuellement pas de nature à favoriser une action collective puisque des solutions individuelles, par la mise en place de filets dans les vergers, ont les faveurs des acteurs locaux impliqués dans ce problème. L'existence de ces solutions individuelles dans ce cas précis sont d'autant plus favorisées que les bénéficiaires d'une GPR sont à priori trop peu nombreux en regard de l'ampleur du nombre d'autres acteurs du paysage qu'il faudrait impliquer. Cela suggère donc qu'au cas où le nombre d'acteurs exposés augmenterait, où que les autres acteurs du paysages à mobiliser soient relativement peu nombreux, une GPR pourrait être plus envisageable.

Dans les chapitres 4 et 5, nous avons utilisé une approche de modélisation bayésienne participative pour analyser l'incertitude comprise comme ambiguïté entre acteurs. Nous avons pu observer dans les représentations des acteurs participants qu'un paysage riche en éléments semi-naturels était souvent associé positivement avec plus de biodiversité fonctionnelle, ce qui va dans le sens de nombreuses études en écologie du paysage qui corrélaient souvent paysage complexe et biodiversité. Par contre, les représentations des acteurs reliant ce type de paysage à un service écosystémique de régulation par les ennemis naturels est faible parmi tous les acteurs interrogés, y compris pour l'écologue du paysage qui a été mobilisée avec les acteurs locaux, là où nous supposions qu'il aurait pu exister une ambiguïté entre eux à ce sujet. Etant donné ce résultat, il est peu probable que les acteurs de ce territoire soient intéressés à aménager d'eux-mêmes leur paysage dans une perspective de régulation biologique des ravageurs. Vis-à-vis du système de production arboricole en pomme et, pour les acteurs participants, peu de pratiques semblent pouvoir notablement fournir un service écosystémique de régulation des ravageurs. Favoriser les habitats au niveau de l'inter-rang est probablement l'approche la plus prometteuse mais elle n'implique pas à priori d'action collective et peut donc être laissée à la discrétion de chaque exploitant.

¹⁶ Pour rappel, la GPR se distingue de la GTR dans le sens où la GTR est une action coordonnée entre plusieurs agriculteurs qui n'implique pas de mobiliser des connaissances en écologie du paysage pour favoriser le contrôle d'un ravageur.

La modélisation participative via les réseaux bayésiens ou par système multi-agents ont montré une très bonne capacité à explorer des représentations en contexte d'incertitudes sur les processus sociaux et écologiques. Tout particulièrement, les réseaux bayésiens participatifs ont permis l'expression très fine de la variabilité des phénomènes socio-écologiques tels que perçus par des acteurs tout en étant capable de formuler des distinctions détaillées sur les ambiguïtés de représentations entre eux. L'utilisation de la modélisation multi-agents couplée avec une approche agile a démontré également sa capacité à défricher rapidement une question de recherche co-construite et ce malgré des incertitudes importantes sur les processus écologiques et sociaux. Cette dernière étape de modélisation a notamment permis d'établir un espace de co-innovation constructif avec un partenaire qui, s'il n'a pas débouché sur des résultats concrets, a obtenu entière satisfaction du partenaire.

Nous avons pu ainsi mettre à jour les principaux verrous et leviers actuels vis-à-vis de la GPR. La première limitation tient à l'absence de représentations d'un intérêt dans le paysage comme ayant un effet significatif sur la régulation biologique des ravageurs. Eveiller cet intérêt pourrait nécessiter des études agroécologiques connectant plus directement le paysage et les bénéfiques aux agriculteurs. Un autre verrou tient notamment aux systèmes arboricoles qui semblent enserrés dans des systèmes de production qui laissent peu de marges de manœuvres et favorisent les solutions techniques individuelles. Par ailleurs, un levier en faveur de la GPR réside dans l'effet des politiques publiques, notamment celles liés à l'interdiction de pesticides. Ces interdictions génèrent des besoins d'alternatives qui peuvent s'appuyer sur des ennemis naturels et, pourraient à moyen terme générer plus d'intérêt pour une approche par GPR. Enfin, nous avons vu que des territoires agricoles où un grand nombre d'acteurs seraient exposés à un même ravageur, et dont la dynamique de population est favorisée par le paysage, seraient plus à même d'être intéressés par la GPR.

2. L'utilisation de la modélisation participative vers la conception innovante d'agroécosystèmes

2.1 Démarche d'innovation et modélisation d'accompagnement : à la recherche d'une arène d'action

Nous avons mobilisé la démarche de modélisation d'accompagnement dans un cadre relativement original. En effet, la modélisation d'accompagnement (ComMod) s'utilise souvent dans le cadre d'une demande sociale identifiée autour d'un problème de gestion durable de ressources naturelles (Etienne 2010) impliquant des ressources communes comme l'eau, la forêt, etc. Dans notre cas d'étude, nous pouvions certes supposer une gestion non durable des habitats naturels et de la biodiversité en agriculture, mais nous ne disposions pas de demande sociale directement exprimée ni de ressources naturelles commune clairement identifiées au cœur d'un enjeu social. Cette demande sociale favorise l'établissement des arènes d'actions d'apprentissages collectifs, en développant notamment des jeux de rôles et/ou de simulations informatiques participatives (Etienne 2010). Par ailleurs, il n'existe pas d'arène d'action au sein de laquelle les acteurs échangent et interagissent autour de la GPR. Une telle arène d'action est à priori à construire dans les cas de conceptions innovantes d'agroécosystèmes (Berthet 2013). Les arènes d'actions construites par la modélisation d'accompagnement permettent d'explorer des questionnements successifs, de mettre en évidence des écarts entre les représentations locales et scientifiques, et d'explorer de nouveaux scénarios de gestion qui sont utiles dans un contexte d'innovation en agroécologie (Berthet et al. 2015). Ce travail de thèse confirme la capacité de la démarche ComMod dans ce domaine. En effet, nous avons exploré dans le chapitre 4 un écart de connaissance supposé entre les résultats scientifiques en écologie du paysage et les représentations des acteurs locaux. Nous avons vu également dans le chapitre 5 qu'il est possible d'explorer des scénarios de gestion avec des acteurs. Le point de difficulté dans la mise en œuvre de la démarche ComMod présentée dans cette thèse a été de former une arène d'action. Formellement, il a été constitué un groupe d'acteurs qui se sont déclarés intéressés à la collaboration à cette recherche mais le questionnement de départ a été construit avec un faible enthousiasme pour la question proposée puis discutée avec eux. Leur participation n'est pas apparue comme étant particulièrement motivée par le contenu même de la question mais à priori plus par intérêt pour la perspective d'innovation en soi et la possibilité de dialogue. Ainsi, dans la démarche de modélisation Bayésienne, il a été de plus en plus difficile d'enrôler les participants, jusqu'à devoir annuler certaines réunions. Dans le Chapitre 5 par exemple, nous avons l'objectif de réaliser une réunion collective de confrontation des différents représentations sur l'effet des scénarios explorés dans les réseaux bayésiens. Cette étape n'a pu être réalisée faute de pouvoir mobiliser suffisamment de participants. Cette difficulté de mobiliser la participation démontre la nécessité et le soin particulier qu'il faut octroyer à

l'élaboration de la question de recherche initiale. Ce point clef a déjà été clairement repéré comme déterminant dans la modélisation d'accompagnement (Etienne 2010). Le fait d'avoir travaillé sur une innovation potentielle rend probablement plus délicate cette étape car la question ouvre de fait vers plus d'inconnus. Nous avons essayé de garantir un intérêt des acteurs locaux pour une innovation potentielle de type GPR en identifiant un terrain où les enjeux économiques, la forte utilisation de pesticides et l'exposition aux ravageurs nous avait amené à supposer un intérêt des acteurs pour des innovations dans la régulation des ravageurs. Le fait que les enjeux portés par les acteurs dans cette zone d'étude se sont révélés faibles vis-à-vis des ressources naturelles et des processus écologiques engagés dans la GPR n'a probablement pas aidé à la co-construction d'une question qui les intéressait. De ce point de vue, la formalisation explicite d'un « inconnu commun » avec les acteurs participants pourrait permettre de contourner cette difficulté de la co-construction d'une question de recherche (Berthet 2013). A ce titre, il serait intéressant d'utiliser la méthode K-C-P (Berthet et al. 2015) avec comme bien commun « inconnu » le « Paysage régulateur de ravageurs » pour voir et comparer les avantages d'une telle approche en terme d'apprentissage sociale sur l'innovation en jeu dans cette thèse.

2.2 Système d'innovation et recherche participative : un espace d'innovation limité en agriculture ?

La recherche participative en agriculture représente un challenge particulier. En effet, classiquement, le système d'innovation agricole¹⁷ est un système qui n'innove que très peu à l'intérieur même des exploitations agricoles (Pavitt 1984). Le secteur agricole dépend principalement d'institutions extérieures pour ses innovations par le biais des entreprises de fournitures et de matériels agricoles mais aussi dans une moindre mesure via les centres de recherches publics (*ibid.*). Ce travail de thèse s'inscrit dans cette dimension de la recherche publique qui tente en particulier d'innover directement avec les agriculteurs (Chambers et al. 1994) en cherchant à favoriser une gestion concertée des ressources naturelles au niveau local (Albaladejo et Casabianca 1997). Des expériences passées réalisées par l'auteur de cette thèse dans des pays en voie de développement tendaient à montrer l'intérêt et la disponibilité des agriculteurs pour ce type de démarche. Celles-ci étaient d'autant plus favorisées que les agricultures à faibles ressources sont souvent livrées en partie à elles-mêmes vis-à-vis de l'innovation car elles ne représentent pas un pouvoir économique suffisant pour intéresser de nombreux acteurs de l'innovation. Encore plus, les états ne dédient souvent que peu de leurs ressources à la recherche agricole publique. C'est dans ce sens que l'on peut comprendre le succès particulièrement notable des « Farmer Field Schools » en Asie qui ont permis le développement de la lutte intégrée via des groupes d'agriculteurs organisés autour de l'apprentissage expérientiel (FAO 2002). Dans la zone d'étude toutefois, le système

¹⁷ On entend par *système d'innovation* l'ensemble des facteurs économiques, sociaux, politiques, organisationnels, institutionnels qui influencent le développement, la diffusion et l'usage de l'innovation (Edquist 2006)

d'innovation extérieur aux exploitations agricoles est bien développé et les agriculteurs s'en remettent généralement à lui. Encore plus, il a été montré par exemple comment le système d'innovation en France était faiblement organisé vers l'innovation agroécologique (Vanloqueren et Baret 2009) avec une dépendance au sentier importante vis-à-vis de la chimie (Cowan et Gunby 1996). A ce titre, une activité importante des techniciens de la zone consiste à se maintenir au courant des dernières nouveautés technologiques, notamment au niveau des traitements chimiques, et éventuellement de les tester pour adapter le conseil localement. Les agriculteurs ne sont donc que très marginalement impliqués dans l'innovation. Ainsi, au-delà de la question de l'intérêt des participants pour l'innovation de la GPR, il n'est probablement pas totalement étonnant que nos recherches n'aient pas provoqué un intérêt prononcé à la participation car beaucoup d'agriculteurs sont plus habitués à déléguer l'innovation à des acteurs externes spécialisés. C'est à ce titre également qu'il faut comprendre le « succès » de la démarche de modélisation participative réalisée sur la mouche *suzukii* dans le chapitre 6. La problématique de la mouche *suzukii* marque une forme d'impasse technologique pour le système d'innovation actuel en arboriculture. L'impasse est d'autant plus forte que les enjeux économiques sont faibles, ce qui ne pousse pas les acteurs de l'innovation à investir dans de nouvelles solutions techniques dans ce cas précis. C'est dans cet espace tout à fait particulier, avec un acteur local du système d'innovation, qu'a donc pu être réalisée une recherche participative en partenariat. De cette expérience on peut postuler deux principes favorables à l'identification d'espaces d'innovations permettant l'établissement d'une recherche participative dans la conception de systèmes agricoles innovants :

1. Privilégier des problématiques où les acteurs du système d'innovation sont dans une situation d'impasse afin d'ouvrir avec eux un espace d'innovation. Il s'agit notamment d'une situation où « la conception réglée » (Le Masson et al. 2006), c'est-à-dire l'innovation prévisible et planifiable, peut ne plus fonctionner. On peut signaler à ce titre le ralentissement dans le développement de la conception réglée des nouveaux pesticides qui peuvent notamment exposer des agriculteurs à des impasses techniques liées aux apparitions de résistances des ravageurs aux molécules existantes (Spark 2013).
2. Et/ ou de rechercher des acteurs agricoles qui ne se sentent pas ou peu représentés par le ou les systèmes d'innovations auxquels leur type de système agricole les rattache. C'est dans ce sens par exemple qu'il peut être particulièrement intéressant pour la recherche de se focaliser sur des acteurs liés à des systèmes agricoles en rupture avec le système conventionnel (Morel et al. 2016) qui peuvent avoir une approche de conception de système agricole *de novo* (Meynard et al. 2012) ou tout du moins qui se présentent comme innovantes (Sigwalt et al. 2012).

2.3 Au-delà de l'étude des représentations : vers la pérennité des arènes d'actions entre acteurs locaux et scientifiques.

Dans cette thèse, nous avons mobilisé les représentations de différents acteurs pour explorer les conditions de faisabilité de la GPR. Notre première raison de mobiliser les représentations des acteurs réside dans le lien fort qui existe entre l'état des représentations d'un acteur et les actions qui sont entreprises par lui. En cherchant à accompagner des acteurs vers l'action, la prise en compte de leurs représentations est essentielle (Faugère et al. 2010). La seconde raison est que, trop souvent par le passé, les connaissances des acteurs locaux ont été mises de côté dans les processus d'innovation, aboutissant parfois à des innovations imposées par « en haut » en décalage avec les réalités et les connaissances locales (Douthwaite et al. 2001). Mobiliser les acteurs et leurs représentations dans la recherche d'innovation assure à minima de les prendre en compte. Dans cette thèse, nous n'avons toutefois fait que considérer l'état des représentations telles qu'elles se trouvaient dans la situation étudiée et parmi un nombre limité de participants. En cela, seules les prémises de la mise en place d'une arène d'action ont été explorées en essayant de mettre à jour des interdépendances entre acteurs, condition primordiale et déterminante d'une approche de gestion paysagère (Opdam et al. 2016). Cette condition, comme nous l'avons vu dans le chapitre 3, n'est actuellement pas remplie dans notre cas d'étude : les acteurs ne se considèrent pas comme dépendants des autres pour la régulation des ravageurs. Il est toutefois important de préciser que les représentations d'acteurs, explorées dans cette thèse, parce qu'elles sont le fruit des expériences de chaque individu, ne sauraient bien évidemment être définitives. Dans le chapitre 3 nous avons mis à jour des expériences passées vécues par certains acteurs où leurs représentations ont évolué vis-à-vis des processus de régulation biologique des ravageurs. Ces représentations ont également changé sous l'effet de diverses politiques publiques, par des évolutions des filières agricoles ou encore par des changements de comportement chez les consommateurs. Elles peuvent également être modifiées par l'interaction avec les connaissances scientifiques qui peuvent à ce titre amener de nouvelles connaissances sur les interdépendances entre acteurs d'un paysage. Parce que les représentations évoluent continuellement, la création d'arènes d'actions entre scientifiques et acteurs locaux pour explorer de nouvelles connaissances scientifiques et des interdépendances vis-à-vis du paysage gagnerait sûrement à être un espace social pérennisé afin d'assurer un dialogue continu entre les connaissances expérientielles des acteurs locaux et les connaissances scientifiques. Le rôle fondamental d'une telle communication est déterminant dans l'essor des innovations en agriculture (Leeuwis et Aarts 2010). Le cadre temporel des projets de recherche, souvent limités dans le temps à 3-5 ans, est toutefois défavorable à ce type d'établissement durable d'une arène d'action permettant la rencontre entre connaissances locales et scientifiques (Meynard et al. 2012). On peut citer toutefois à titre d'exemple d'une telle arène d'action celle des réserves de biosphère dont la gouvernance intègre activités locales, objectifs de conservation et recherche scientifique. L'existence de telles arènes d'actions pérennes en agriculture, en dehors de zones de conservation, reste à priori à construire entre scientifiques et acteurs

agricoles. Des propositions pour créer un tel espace de dialogue, comme celle d'un collège de l'inconnu (Berthet 2013) ou un parlement des choses (Latour 2005) vont favorablement dans cette direction. Il se pose toutefois le problème du moyen qui pourrait permettre l'institutionnalisation de telles arènes de communication entre acteurs. Des approches récentes d'innovation en « living labs » (Bergvall-Kareborn et Stahlborn 2009), connectant sciences et citoyens dans une même arène d'action innovante, pourraient tenter d'être répliquées vis-à-vis des enjeux de la conservation en agriculture.

3. Gestion Paysagère des Ravageurs : quelles perspectives pour cette innovation ?

3.1 Un besoin d'études scientifiques agroécologiques cherchant à connecter explicitement paysage complexe, ennemis naturels et bénéfiques aux agriculteurs

Ce qui apparaît clairement dans cette thèse est la difficulté de faire apparaître un intérêt chez les acteurs agricoles pour un paysage favorable aux services rendus par les ennemis naturels. Initialement, nous nous attendions à ce qu'un grand nombre d'acteurs n'aient pas ou peu conscience des phénomènes écologiques liés au paysage qui les relie. Ce qui nous a surpris a été de constater qu'une partie significative de ces acteurs étaient tout à fait conscients de l'effet du paysage ou de certains de ses éléments sur des populations d'insectes, simplement que celui-ci n'était pas relié à des effets notables pour eux vis-à-vis des ennemis naturels présents dans leurs champs. Une telle unanimité nous a posé question, et nous a conduit à montrer que, dans les représentations des acteurs interrogés, il existe en fait une disjonction notable entre une biodiversité favorisée et la fourniture d'un service écosystémique de régulation. En cela, nous renouvelons le défi formulé par Letourneau et Bothwell en 2008 et lancé aux écologues de manière volontairement provocatrice de « rendre la biodiversité fonctionnelle ». Dans le cas précis du rôle du paysage, ce défi reste encore entier. De ce point de vue donc, la balle est dans le camp des écologues qui, selon Griffiths et al (2008), ne poussent généralement pas leurs analyses jusqu'à relier l'effet des habitats sur les ennemis naturels jusqu'aux bénéfiques que pourraient en tirer les agriculteurs. Des études allant dans ce sens sont indispensables pour pouvoir dialoguer de la possibilité d'une GPR avec des acteurs de terrain. Elles pourraient servir de point de départ à des collectifs du type « living labs » dont nous avons déjà mentionné l'intérêt pour faire dialoguer sciences et société autour de l'innovation. La disponibilité de telles études est d'autant plus importante que le contexte institutionnel actuel est favorable à l'idée d'une approche par GPR. A ce titre, le rapport Potier (2014) qui a fait le bilan à mi-parcours de la politique nationale Française Écophyto de réduction des pesticides est explicite. Ce rapport affirme en effet que « l'idée de

remembrements agro-écologiques¹⁸ (qui devraient bien sûr concilier mécanisation, organisation du travail, réduction des risques phytosanitaires) est de plus en plus évoquée comme une piste d'avenir. Mais elle est encore loin de pouvoir s'appuyer sur un ensemble de principes de raisonnement suffisamment étayés, et il y a donc nécessité de développer les recherches en agroécologie du paysage. ». Une telle étude pourrait par exemple avoir lieu dans la suite du travail de Sigwalt et al. (2012) qui, à notre connaissance, sont les seuls à avoir étudié un cas avéré de GPR, mise en place par des vigneron de l'AOC Saumur-Champigny dans la vallée de la Loire dans le but de favoriser les régulations biologiques des ravageurs. Ces vigneron ont, il y a désormais plus de 10 ans, initié ce projet en plantant pas moins de 23 km de haies. Sigwalt et al. (2012) identifiaient dans leurs entretiens réalisés en 2008 que les bénéfiques d'une telle stratégie étaient attendus par les vigneron en deux temps. En premier, par des ventes de vin augmentées par le gain en image d'une AOC concernée par la biodiversité. Dans un second temps, une fois le temps de pousse des haies suffisamment avancé, par la réduction de pression des ravageurs par la régulation biologique. Avec désormais plus de 10 ans de recul, et de pousse des haies, il serait très intéressant d'aller faire une étude pour interroger de nouveau les vigneron de cette AOC afin d'évaluer avec eux les bénéfiques obtenus par leur action de GPR. Elle pourrait consister à mettre en regard l'état actuel des représentations individuelles des acteurs vis-à-vis de l'effet perçu du paysage avec des données techniques de rendement, d'utilisation de pesticides, en comparant les viticulteurs ayant contribué à ce projet et des acteurs de ce vignoble n'y ayant pas participé. Une telle étude, si elle s'avérait positive vis-à-vis du rôle du paysage, serait un excellent point de départ pour discuter avec d'autres agriculteurs de la possibilité de réaliser une telle GPR dans leur contexte particulier. Une nouvelle arène d'action dédiée à la discussion de l'adaptation d'une telle approche avec des acteurs de notre zone d'étude serait tout à fait envisageable et favorablement accueillie. Une telle initiative pourrait s'appuyer sur les aides agricoles soutenant les collectifs d'agriculteurs qui cherchent à aller vers des pratiques plus agroécologiques via les GIEE (Groupement d'Intérêt Economique et Environnemental).

Par ailleurs, d'autres études pourraient éventuellement être tentées dans des paysages très simplifiés pour mesurer l'effet bénéfique de l'ajout d'éléments semi-naturels sur la fourniture de services écosystémiques de régulation. Il est en effet apparu dans quelques-uns de nos entretiens avec certains agriculteurs que l'hétérogénéité du paysage dans leur zone d'étude leur paraissait largement satisfaisante tant au niveau des processus écologiques liés aux ennemis naturels que de la pollinisation. Sont parfois évoqués à cette occasion d'autres paysages, dans des pays où la taille des exploitations pratiquant la monoculture est bien supérieure, dont le degré de simplification serait sans commune comparaison avec ceux de la zone étudiée. Selon cette logique, ces paysages très simplifiés pourraient souffrir d'un manque suffisamment sévère vis-à-vis des services écosystémiques de régulation pour légitimer des interventions délibérées pour en réduire la simplification et retrouver des niveaux de fournitures de services écosystémiques plus satisfaisants. Ce point fait écho à Swift

¹⁸ En gras dans le texte original

et al. (2004) qui défendent l'idée qu'un niveau de réduction de biodiversité conséquent peut être provoqué dans des systèmes agricoles sans que soit atteint le seuil de fourniture d'un service écosystémique. Batary et al. (2010) ont démontré par exemple que des MAE en faveur de la biodiversité avaient un impact plus fort dans les cas de paysages simplifiés que complexes. Une suite à cette recherche pourrait être d'identifier des territoires où une simplification plus prononcée des paysages génèrerait des déficiences importantes en fournitures de services écosystémiques et donc des gains importants à la mise en place d'un paysage plus complexe. Ces gains, s'ils sont faibles au regard des pertes en revenus des agriculteurs dus à une moindre mise en culture pourraient s'avérer intéressant face aux bénéfices plus larges gagnés par la société par réduction des externalités négatives sur l'environnement (Meehan et al. 2011).

3.2 La GPR sans ennemis naturels

Dans cette thèse, l'un de nos questionnements nous a conduit à approfondir un cas de GPR à priori sans ennemis naturels, celui de *Drosophila suzukii* dans le chapitre 6. Or les ennemis naturels étaient au départ au centre de nos réflexions sur la GPR, sur la base des travaux de Bianchi et al. (2006) et Veres et al. (2013). Dans cette nouvelle perspective, le paysage devient dès lors une « ressource commune négative » source de disservices écosystémiques rejoignant ici les premiers travaux sur la GTR (Regev et al 1976, Lazarus et Dixon 1984). Le paysage forme pour les agriculteurs confrontés à *Drosophila suzukii* une telle ressource commune négative. En effet, c'est une ressource commune car pour un agriculteur confronté à ce problème, les habitats qu'utilisent *Drosophila suzukii* dans son cycle annuel de développement ne sont pas forcément tous situés sur son exploitation. La possibilité individuelle de se débarrasser, de réorganiser ou de gérer ces habitats favorisant le ravageur sur son exploitation ne résout donc à priori pas le problème. L'approche de GPR sur un problème de ravageur commun est une approche plus directement mobilisable pour deux raisons. La première, parce que de nombreuses approches de GTR, basées sur l'idée du ravageur comme ressource négative commune, permettent de disposer d'une base de cas et de stratégies déjà étudiées (application de pesticide ciblée et conditionnée à un seuil d'observation, pratique agricole coordonnée, lâché de ravageurs stériles, etc) (Schellhorn et al. 2015). Deuxièmement, parce que, comme nous l'avons vu, les acteurs locaux se représentent déjà le paysage comme une ressource commune négative. Reste à explorer la possibilité d'identifier dans le cycle du ravageur un point de fragilité dans les patrons spatiaux de son cycle annuel au niveau de ses sites d'alimentation, de ses abris, de sa reproduction et/ou de son hivernage qui pourrait servir de levier de contrôle. Dans le chapitre 6, la formalisation du rapport entre étapes clefs du cycle de vie d'un ravageur et occupation du sol co-construit avec un partenaire de terrain (voir Annexe 1 du chapitre 6) participe d'une méthode qui pourrait permettre à terme d'identifier de tels goulots d'étranglements liés au paysage dans le cycle d'un ravageur. Nous avons pu voir qu'une telle évaluation, sur la base de connaissances d'acteurs locaux, était possible et satisfaisante quand bien même les

connaissances scientifiques étaient incertaines sur la question. La réalisation d'un tel diagnostic pour la mouche *suzukii* dans une zone de plus grande densité d'agriculteurs impactés, comme dans le Sud-Est de la France où la culture du cerisier y est plus courante pourrait s'avérer particulièrement intéressante.

3.3 Le paysage comme vitrine agroécologique commune ?

Nous avons pu voir dans le chapitre 3 que certains agriculteurs étaient enclins à utiliser l'argument du soin de la biodiversité utile face à leurs consommateurs pour favoriser leurs ventes. Le cas de la GPR dans l'AOC Saumur-Champigny est également emblématique de ce point de vue puisque c'est avant tout un bénéfice commercial lié à une communication environnementale qui a été recherché avant de mesurer éventuellement une certaine efficacité agroécologique dans les parcelles (Sigwalt et al. 2012). En ce qui concerne les quelques cas interviewés dans notre zone d'étude, le fait de communiquer auprès des clients sur le caractère plus écologiques des pratiques agricoles ne se traduit pas par l'adoption concrète de pratiques plus respectueuses de la biodiversité. Cependant, l'importance de la communication environnementale est une donnée de plus en plus importante à prendre en compte dans un monde de plus en plus exposé et concerné par les questions environnementales (Cox 2012). Le paysage est capable de servir en quelque sorte de vitrine de démonstration concrète du soin écologique (Sigwalt et al. 2012). Il pourrait s'apparenter dans ce sens à un objet intermédiaire (Star et Griesemer 1989) capable de réunir des visions différentes, notamment celles des consommateurs et des acteurs agricoles. Le paysage a l'avantage en effet de charrier avec lui des représentations beaucoup plus riches que les seuls effets écologiques (Zube 1987). On pourrait donc penser qu'il est peut être plus efficace de favoriser l'organisation des paysages non pas tant sur les effets agroécologiques, comme nous l'avons exploré ici, mais sur l'image environnementale positive renvoyée aux consommateurs. Le moteur de l'action en faveur de paysages favorables à la biodiversité serait donc surtout guidé par l'intérêt des agriculteurs à répondre à une demande sociale environnementale plus que par conviction personnelles vis-à-vis du paysage (Michel-Guillou et Moser 2006) Toutefois, il faut pour cela que le consommateur soit face à un objet qu'il soit capable de situer. En effet, les arboriculteurs interrogés dans le chapitre 3 associent leurs produits agricoles avec une image environnementale positive parce qu'ils peuvent fournir un discours situé vis-à-vis de leurs consommateurs sur les marchés en vente directe auxquels ils participent. De même, les vignobles de l'AOC Saumur-Champigny sont des lieux de visites et de tourisme où une communication environnementale peut être plus facilement mis en avant que dans une zone de production de pommes conventionnelles où, finalement, l'origine des produits au point de vente final, le plus souvent un supermarché, reste relativement non située et anonyme. Ainsi, il pourrait y avoir un intérêt particulier à travailler dans ce sens avec la seule AOC de France sur la pomme, « la Pomme du Limousin ». Faisant surtout aujourd'hui la mise en avant dans sa communication d'un terroir spécifique avant toute considération pour l'environnement, cette AOC pourrait suivre l'exemple de l'AOC Saumur-Champigny en

devenant un lieu privilégié de recherche pour élaborer en concertation un projet de paysage agroécologique. Elle pourrait ainsi tirer parti d'un bénéfice d'image en se présentant comme innovante dans la protection de la biodiversité et du paysage. De manière générale, il semble que les appellations d'origine contrôlées sont des lieux propices pour imaginer des approches agroécologiques paysagères. En effet, une AOC étant un bien « club » (Torre 2002), elle relie à priori ses producteurs dans une relation de dépendance entre eux vis-à-vis de l'image de l'AOC attachée à leur production. La recherche d'action collective paysagère dans la filière de la pomme pourrait donc se révéler particulièrement intéressante à explorer dans cette AOC. Elle aurait l'avantage, par la gouvernance qu'implique une AOC, de disposer d'un collectif identifié et d'arènes d'actions déjà existantes sur laquelle explorer des gestions paysagères innovantes.

3.4 Le rôle déterminant des politiques publiques

Comme nous avons pu le voir dans les chapitres 3 et 6 notamment, les politiques publiques remplissent parfois un rôle déterminant vis-à-vis des orientations prises dans les stratégies de lutte et de contrôle des ravageurs agricoles. Nous avons eu l'occasion de constater par exemple la place des politiques publiques en faveur de la lutte intégrée. Aujourd'hui, c'est notamment via les interdictions des pesticides que les pratiques agricoles doivent en partie se réinventer. C'est ce qu'on a pu identifier également dans le cas du puceron lanigère (*Eriosoma lanigerum*) et de l'interdiction du pesticide Kilval à base de Vamidothion, ou encore de *Drosophila suzukii* vis-à-vis du Diméthoate. Ces régulations ouvrent visiblement des espaces d'innovations par contrainte et créent ainsi, pour reprendre l'expression d'Alfred Sauvy, une certaine « difficulté créatrice ». L'ouverture de ces espaces d'innovation sont positifs du point de vue agroécologique mais semblent générer également des tensions sociales assez vives lorsque ces interdictions descendantes ne s'accompagnent que difficilement de perspectives à court terme d'innovations et d'alternatives pour les agriculteurs. Nous avons illustré rapidement ces tensions en présentant dans le chapitre 6 l'action d'interpellation des pouvoirs publics réalisée par des producteurs de cerise du Sud-Est de la France. Ces besoins d'alternatives générés par ces interdictions créent à priori une demande plus forte pour des alternatives comme pourrait l'être, par exemple, la GPR. Cet espace ouvert par les politiques publiques y semble favorable, d'autant plus qu'elles sont en synergie avec d'autres cadres réglementaires dans l'aménagement du paysage. La convention Européenne des paysages signée en 2000 définit « le paysage comme un territoire tel que perçue par les populations » et invite les états membres à reconnaître, qualifier et aménager leurs paysages en mobilisant tous les acteurs impliqués dans une démarche participative de gestion concertée. En France, la mise en place de la trame verte et bleue (TVB) est aussi un élément significatif des politiques du paysage puisqu'elle doit être une partie intégrante des Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique (SRCE) depuis 2012. Ces politiques restent toutefois la plupart du temps des outils d'aménagement du territoire top-down qui laissent peu de place aux acteurs locaux. Alphanéry et al. (2012) montrent notamment que la politique de la TVB est un concept

scientifique et administratif qui s'articule difficilement dans les territoires. L'approche TVB, floue au niveau des connaissances scientifiques et des moyens de mises en œuvre concrètes, intègre toutefois le principe d'une concertation avec les acteurs locaux afin d'en proposer une interprétation et une mise en application locale (*Ibid.*). Steingröver et al. (2010) font état d'une démarche aux Pays-Bas afin qui a tenté d'élaborer les conditions d'établissement d'une TVB favorable à la régulation biologique des ravageurs dans le Hoeksche Waard avec les parties prenantes de ce territoire. Scientifiques et acteurs locaux ont co-construit des normes de conception pour la TVB (*Ibid.*). Ce travail démontre que les acteurs locaux sont capables, malgré les fortes incertitudes des scientifiques sur l'efficacité de la TVB et le rôle du paysage sur la régulation des ravageurs, d'élaborer des règles d'action en faveur de la TVB. Dans ce sens, le travail de thèse présenté ici abouti au même constat que Steingröver et al. (2010), à savoir qu'il ne semble pas que le niveau d'incertitude des connaissances soit le frein principal d'une GPR organisée par les acteurs mêmes d'un paysage tant que ces incertitudes sont considérées de manière transparente. Au niveau des agriculteurs, un même frein, d'une banale simplicité, se présente dans notre cas comme dans celui du Hoeksche Waard : Il est nécessaire que la GPR soit associée à l'efficacité économique du contrôle biologique. Faute de quoi, pour Steingröver et al. (2010), générer l'intérêt chez les agriculteurs doit passer par une forme de subventionnement des frais engagés par ceux qui investiraient dans la TVB au nom des retombées plus larges sur les autres acteurs du territoire. Cette idée semble contredire la logique de conservation comme pouvant s'intégrer dans les systèmes agricoles en rendant la biodiversité directement utile aux agriculteurs par la fourniture de services écosystémiques (Duru et al. 2015). L'octroi de subventions s'intègre parfaitement dans une vision classique de l'aménagement du territoire qui fait des agriculteurs des prestataires de services écosystémiques vis-à-vis d'objectifs de conservation plus globaux (Schomers et Matzdorf 2013). Cette stratégie implique de fait d'étendre la logique de gestion des paysages bien au-delà des éventuels bénéfices agricoles.

3.5 Vers l'évaluation des services écosystémiques du paysage à l'aide des réseaux bayésiens.

Notre parti dans cette thèse a été de centrer notre recherche sur les agriculteurs, et de penser que la GPR était en premier lieu leur affaire étant à la fois les principaux artisans des paysages ruraux ainsi que les bénéficiaires directs des services écosystémiques en jeu dans la GPR. Cette logique butte toutefois en l'état actuel des choses sur les représentations de l'intérêt qu'ils pourraient avoir d'aller vers des solutions basées sur une GPR. En nous concentrant uniquement sur le rôle du paysage tel qu'entendu en écologie du paysage, nous n'avons pas cherché initialement à intégrer des considérations plus larges sur celui-ci. Or, il est assez clair qu'un paysage, dans son sens géographique, charrie bien plus de services écosystémiques que le seul service de régulation biologique des ravageurs. Par exemple, dans le cas du Hoeksche Waard, le projet de TVB intègre également l'effet potentiellement positif d'une réduction de l'utilisation de pesticides sur la qualité de l'eau (Steingröver et al. 2010). Notre parti pris a été

de se focaliser sur les services écosystémiques liés à la gestion des ravageurs agricoles. Aurait-il été plus judicieux de considérer une plus large diversité de services écosystémiques qui pouvaient provenir du paysage? Dans le Chapitre 4 et 5, nous avons pu voir par exemple comment les questions de l'eau et de son déficit ou encore de la pollinisation sont apparues comme reliées dans la structure commune du réseau bayésien construit par les acteurs. En regroupant de nombreux services ensemble, n'est-il pas alors possible de pouvoir générer un intérêt plus fort des acteurs ? C'est une possibilité qui n'a pas été explorée dans cette thèse car il a été fait le choix d'aller explorer spécifiquement l'innovation de la GPR au plus près des acteurs et de leurs représentations. La démarche d'une intégration plus large des services écosystémiques que le paysage peut sembler une approche pertinente pour pouvoir traiter des problèmes liés à l'écart entre intérêt individuel des agriculteurs et bénéfiques à l'échelle de la société (Meehan et al. 2011). Le concept de bouquets (bundles) de services écosystémiques invite à cette démarche en considérant l'ensemble des services rendus par le paysage en regroupant les services par paquets de services corrélés entre eux (Raudsepp-Hearne et al. 2010). Cette approche s'éloigne assez distinctement de celle abordée dans cette thèse dans le sens où nous sommes partis des représentations d'acteurs vis-à-vis de leur perception des services écosystémiques plutôt que par une évaluation top-down. En effet, les approches cherchant à considérer tous les services délivrés par un paysage se situent en général à une autre échelle de gestion. L'approche est généralement surplombante vis-à-vis des systèmes socio-écologiques, impliquant souvent de la cartographie de services écosystémiques (Egoh et al. 2008, Raudsepp-Hearne et al. 2010). Ces approches consistent souvent à cartographier l'offre de services potentiels sans intégrer la demande des acteurs pour ces services (Martinez-Harms et Balvanera 2012) avec très souvent pour but d'aider à la prise de décision pour les gestionnaires et les planificateurs de ces espaces. En quelque sorte à l'opposé de cette approche, nous avons privilégié une lecture bottom-up et constructiviste des services écosystémiques dans le sens où nous avons considéré que ce sont les individus et leurs représentations qui définissent les services écosystémiques parce que seuls les individus expriment des besoins de services¹⁹. De ce point de vue, il nous apparaît abusif de considérer que l'on puisse évaluer des services écosystémiques en les déduisant uniquement des processus écologiques sans faire intervenir explicitement les demandes humaines de services écosystémiques. Ce constat, partagé par certains chercheurs comme Menzel et Teng (2009), met en avant le manque explicite d'inclusions des dimensions humaines dans l'approche par services écosystémiques. Pour illustrer ce point, il suffit de considérer les modèles conceptuels des services écosystémiques parmi les plus utilisés (MEA 2005, De Groot 2010) qui font de ces bénéfiques des résultats finaux de processus découlant des écosystèmes et font intervenir des humains en apparence comme des récepteurs finaux passifs (figure 1).

¹⁹ Il n'est pas inintéressant de mentionner ici qu'en économie le débat entre offre et demande est souvent discuté pour tenter de déterminer, du consommateur ou du producteur, qui est à l'origine des échanges.

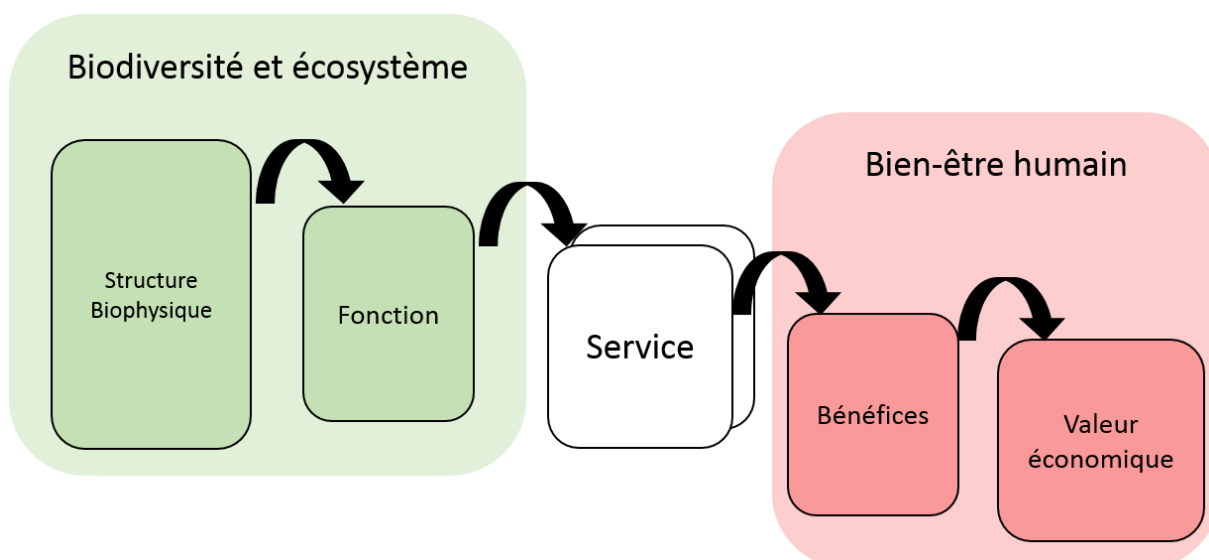


Figure 1 : Cadre conceptuel dit « en cascade » reliant les écosystèmes au bien-être humain (Adapté selon Haines-Yopung et Potschin cité par De Groot 2010)

Cette thèse a mis à jour que l'évaluation des services écosystémiques était particulièrement dépendante du contexte social dans lequel les individus exprimaient ou non un besoin et une demande de service écosystémique (Spangenberg et al. 2015). Dans notre cas, il a pu s'agir, comme dans le chapitre 3, du rôle des institutions techniques et administratives qui vont par exemple prendre en charge la surveillance sur des parcelles agricoles de l'ennemi naturel *Aphelinus mali*, devenu agent écologique majeur de la lutte contre le puceron lanigère suite à l'interdiction d'un pesticide. Dans le chapitre 5, la possession par un acteur d'une technologie traitant de certains défauts d'apparence des pommes, rend caduque son besoin de services écosystémiques de régulation par *Aphelinus mali* car il est dès lors indifférent aux dégâts du puceron lanigère.

Sur des considérations similaires, d'autres auteurs intègrent donc à cette vision des bénéfices « en cascade » des feedbacks sociaux en y incluant des actions de gestions humaines sur la composante « biodiversité et écosystème » (Spangenberg et al. 2014, Felipe-Lucia et al. 2015) (voir figure 2). C'est exactement le sens de notre cadre conceptuel qui intègre les actions des acteurs sur les processus écologiques par rapport à la fourniture potentielle de services et de disservices écosystémiques.

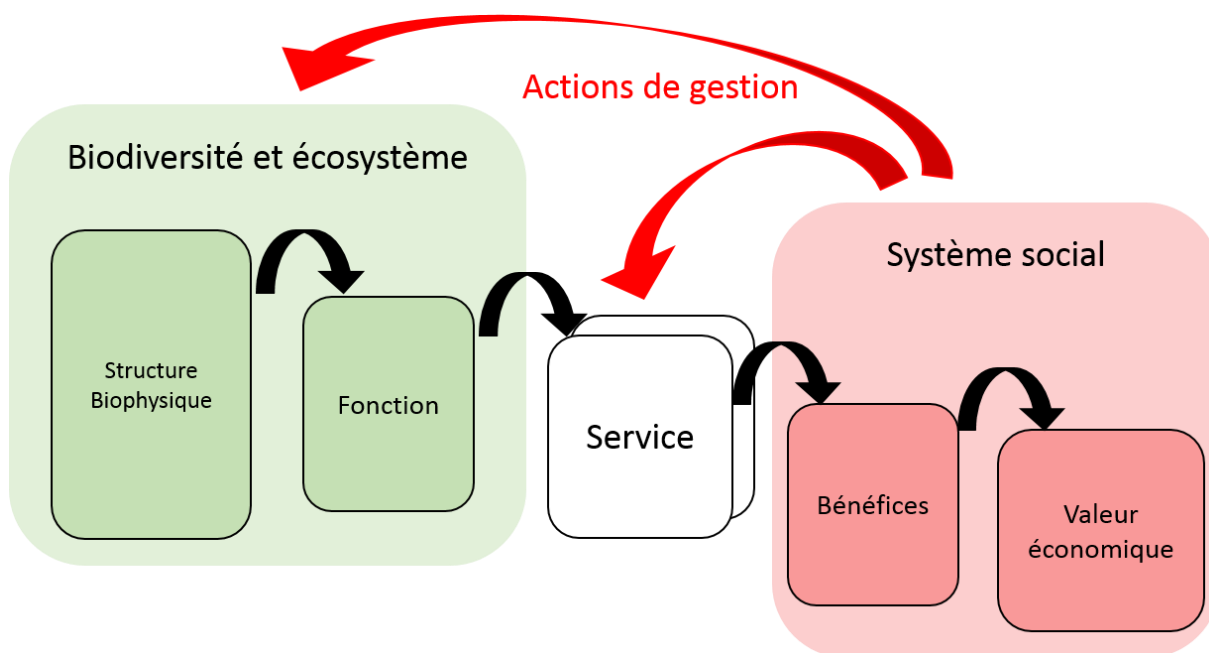


Figure 2 : cadre conceptuel reliant écosystèmes au bien-être humain dit « en cascade » incluant les actions de gestions du système social

Certains chercheurs intègrent ces deux dimensions, sociale et écologique, dans leur approche globale des services écosystémiques au niveau d'un paysage. Ils réalisent lors d'ateliers participatifs une hiérarchisation des préférences entre tous les services écosystémiques du paysage par des acteurs du SES (Lamarque et al. 2011, Brunner et Grêt-Regamey 2016). Cette hiérarchisation des préférences, considérant à priori tous les services écosystémiques, est un pas très intéressant vers l'évaluation des demandes de services à mettre en regard de la fourniture des services écosystémiques potentiels. A ce sujet, via la modélisation bayésienne présentée dans les chapitres 4 et 5 il a été possible de détailler plus finement les gains issus des processus écologiques tels qu'indiqués par les participants. En effet, les réseaux bayésiens individuels nous ont permis de connaître pour chaque acteur sa représentation des bénéfices qu'il pense pouvoir obtenir des services écosystémiques de régulation. Encore plus, il est possible d'appréhender comment cet acteur se représente l'évolution de l'obtention des services écosystémiques en fonction de variables sociales et environnementales. Il serait à ce titre intéressant de combiner les approches d'évaluation des services écosystémiques d'un paysage et modélisation bayésienne. Différents types d'acteurs pourraient élaborer un modèle mental bayésien (Sedki et De Bonneau de Beaufort 2012) impliquant les services écosystémiques fournis par le paysage. Il serait alors possible de comparer à la fois la structure des réseaux entre différents acteurs (indiquent-ils des bouquets de services écosystémiques semblables ? Différents ? (Raudsepp-Hearne et al. 2010)), de visualiser les services importants pour cet acteur (Quels processus écologiques fournissent un service écosystémique significatif?), et éventuellement de pouvoir confronter certaines représentations ambiguës liées aux services, surtout dans le cas où existeraient des interdépendances entre acteurs (Plant et al. 2016). La mise à jour de ces informations détaillées pourrait être favorable à des actions collectives dans la gestion du paysage (Opdam et al. 2016).

4. Conclusion

Cette thèse nous a permis d'explorer la question des verrous et des leviers de l'innovation de la GPR via la modélisation participative. Nous avons dans un premier temps exploré l'inconnu des ressources potentiellement en jeu et des relations de dépendances entre acteurs à la source d'une potentielle action coordonnée de gestion du paysage. Nous avons effectué un diagnostic qui nous a permis de faire le constat que, chez nombre d'acteurs l'action des ennemis naturels, perçue comme une ressource utile, n'impliquait pas de relation avec le paysage ou ses éléments constitutifs. Au contraire, nous avons bien plutôt identifié dans les représentations des acteurs un paysage comme source de disservices en stimulant les attaques liées à certains ravageurs. Ce constat nous a permis notamment de nous orienter, sur la base de ces représentations, sur l'exploration de la dynamique paysagère d'un ravageur invasif, *Drosophila suzukii*. Ce ravageur aux dégâts importants sur les cultures de cerises et de petits fruits, favorisé par les éléments semi-naturels du paysage, forme une ressource commune négative. Sur ce constat avons pu explorer la faisabilité de la GPR dans ce cas précis via un cycle de modélisation participative, créant par là un dispositif d'apprentissage qui a permis de déterminer les principaux freins actuels (et donc en regard des leviers) à sa gestion paysagère.

Au cours de cette thèse nous avons donc pu identifier à chaque étape du parcours de modélisation participative un certain nombre de freins à l'établissement d'une GPR sur notre terrain. Nous avons d'abord noté l'absence d'intérêt perçu actuellement par les acteurs de la zone d'étude pour un paysage comme favorisant les ennemis naturels. Ce frein majeur appelle des études scientifiques en agroécologie pour mieux en définir le potentiel en connectant processus écologique du paysage avec les bénéfices aux agriculteurs. De manière générale, nous avons identifié une préférence au niveau des acteurs pour gérer des ravageurs ou stimuler des ennemis naturels par des pratiques individuelles. A ce titre, la conception dans les vergers d'inter-rangs à la végétation favorable aux ennemis naturels est une piste qui semble la plus à même d'intéresser les acteurs dans la régulation biologique par conservation à court terme. Vis-à-vis de ces pratiques individuelles, nous avons notamment noté le tropisme technologique vers des pratiques d'exclusion des cultures soumises aux pressions de ravageurs par l'utilisation de filets. Cette pratique, parce qu'elle isole la parcelle de son environnement paysager, confirme la représentation d'un paysage perçu comme avant tout menaçant et est probablement une pratique qui, une fois l'investissement réalisé, éloignera d'autant plus l'acteur à investir avec d'autres dans une stratégie coordonnée de GPR. Nous avons vu également le rôle central que pouvaient jouer les politiques publiques dans l'évolution des représentations d'acteurs vis-à-vis de leurs stratégies de régulation des ravageurs. Notamment, la réglementation limitant l'usage des pesticides dangereux expose certains agriculteurs à des impasses techniques qui, en réaction, ouvre des possibilités d'arène d'action qui permettent de considérer des innovations en rupture avec les approches conventionnelles comme la GPR. Ces impasses techniques sont particulièrement probables

dans les systèmes arboricoles car ceux-ci sont intégrés dans des filières très verticalisés où les marges de manœuvre techniques semblent limitées. Nous avons notamment pu voir ce frein en explorant par la modélisation bayésienne quelles pourraient être les pratiques agricoles favorables à la régulation biologique et en constatant qu'aucune pratique ne semblait décrite comme véritablement en capacité de modifier notablement le système de production dans ce sens.

Ce travail de thèse nous a permis en discussion de mettre en avant quelques voies de recherche afin de poursuivre l'exploration de cette innovation. Nous avons notamment identifié les terrains d'études des AOC qui présentent l'avantage de déjà former des groupes d'agriculteurs institutionnalisés dont leurs productions, identifiable sur le marché, favorisent probablement la mise en place de démarches innovantes au niveau agroécologique. A ce titre, la GPR mise en place en AOC Saumur-Champigny est un site clef pour aller conduire des études agroécologiques sur le lien entre paysage et service écosystémique de régulation des ravageurs perçu par les acteurs. Nous avons également mis à jour vis-à-vis de *Drosophila suzukii* une impasse technique susceptible de motiver des acteurs du système d'innovation vers des pratiques innovantes dans le cas où suffisamment d'acteurs d'un même paysage seraient exposés à ce problème. La plus grande concentration de cultures de cerise dans le Vaucluse apparaît comme un lieu privilégié pour tenter d'explorer la GPR avec les acteurs de ce territoire. L'ampleur européenne du phénomène du ravageur invasif *Drosophila suzukii* ouvre potentiellement un champ d'exploration particulièrement vaste. Enfin, dans une approche plus globale d'évaluation des services écosystémiques liés au paysage, nous pensons que l'approche d'évaluation des services écosystémiques au niveau des acteurs par la modélisation bayésienne individuelle est une voie particulièrement prometteuse qui mériterait d'être explorée.

5. Références

- Albaladejo, C., & Casabianca, F. (1997). Eléments pour un débat autour des pratiques de recherche-action. *Etude et recherche sur les systèmes agraires et le développement*, (30), 127–149.
- Alphandéry, P., & Fortier, A. (2012). La trame verte et bleue et ses réseaux : science, acteurs et territoires. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Volume 12 Numéro 2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.12453>
- Batary, P., Baldi, A., Kleijn, D., & Tscharntke, T. (2011). Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1713), 1894–1902. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1923>
- Bergvall-Kareborn, B., & Stahlbrost, A. (2009). Living Lab: an open and citizen-centric approach for innovation. *International Journal of Innovation and Regional Development*, 1(4), 356–370. <https://doi.org/10.1504/IJIRD.2009.022727>
- Berthet, E. (2013, September 23). *Contribution à une théorie de la conception des agro-écosystèmes : Fonds écologique et inconnu commun*. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Berthet, E. T. A., Barnaud, C., Girard, N., Labatut, J., & Martin, G. (2015). How to foster agroecological innovations? A comparison of participatory design methods. *Journal of Environmental Planning and Management*, 0(0), 1–22. <https://doi.org/10.1080/09640568.2015.1009627>
- Bianchi, F. J. J. A., Booij, C. J. H., & Tscharntke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1595), 1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Brunner, S. H., & Grêt-Regamey, A. (2016). Policy strategies to foster the resilience of mountain social-ecological systems under uncertain global change. *Environmental Science & Policy*, 66, 129–139. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.09.003>
- Chambers, R., & Thrupp, L. A. (1994). *Farmer First: Farmer Innovation and Agricultural Research*. KARTHALA Editions.
- Cowan, R., & Gunby, P. (1996). Sprayed to death : Path dependencies, lock-in and pest control strategies. *The Economic Journal*, 106(436), 521–542.
- Cox, R. (2012). *Environmental Communication and the Public Sphere*. SAGE Publications.
- de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- Douthwaite, B., Keatinge, J. D. H., & Park, J. R. (2001). Why promising technologies fail: the neglected role of user innovation during adoption. *Research Policy*, 30(5), 819–836. [https://doi.org/10.1016/S0048-7333\(00\)00124-4](https://doi.org/10.1016/S0048-7333(00)00124-4)

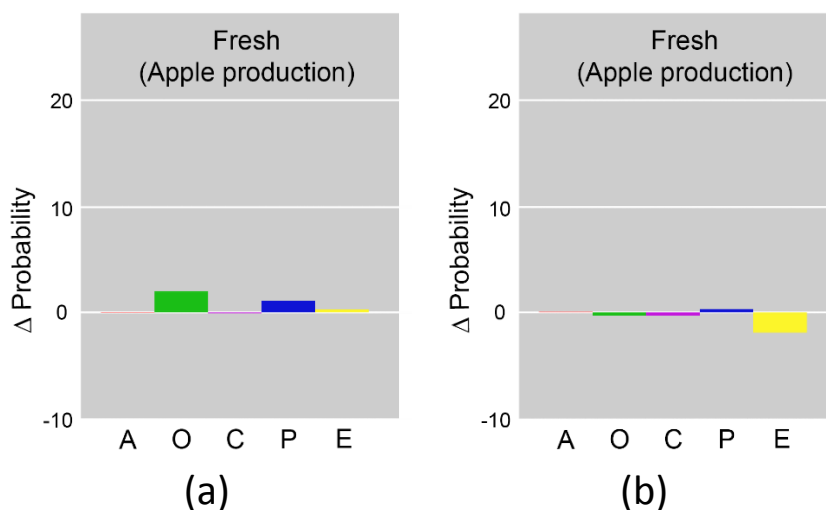
- Duru, M., Therond, O., Martin, G., Martin-Clouaire, R., Magne, M.-A., Justes, E., Journet, E.-P., Aubertot, J.-N., Savary, S., Bergez, J.-E., Sarthou, J. P. (2015). How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>
- Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Richardson, D. M., Le Maitre, D. C., & van Jaarsveld, A. S. (2008). Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *127*(1–2), 135–140. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.03.013>
- Etienne, M. (2010). *La modélisation d'accompagnement*. Versailles: Quae.
- Faugère, E., Navarrete, M., Charles, M., Étienne, M., Fauriel, J., Lasseur, J., Lécrivain, E., Napoléone, M., Paratte, R. (2010). Des connaissances scientifiques en quête de connaissances d'acteurs. *Natures Sciences Sociétés*, *18*(4), 395–403. <https://doi.org/10.1051/nss/2011002>
- Felipe-Lucia, M. R., Martín-López, B., Lavorel, S., Berraquero-Díaz, L., Escalera-Reyes, J., & Comín, F. A. (2015). Ecosystem Services Flows: Why Stakeholders' Power Relationships Matter. *PLOS ONE*, *10*(7), e0132232. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0132232>
- Lamarque, P., Tappeiner, U., Turner, C., Steinbacher, M., Bardgett, R. D., Szukics, U., Schermer, M., Lavorel, S. (2011). Stakeholder perceptions of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity. *Regional Environmental Change*, *11*(4), 791–804. <https://doi.org/10.1007/s10113-011-0214-0>
- Latour, B. (2005). *Nous n'avons jamais été modernes*. Paris: La Découverte.
- Lazarus, W. F., & Dixon, B. L. (1984). Agricultural Pests as Common Property: Control of the Corn Rootworm. *American Agricultural Economics Association*.
- Leeuwis, C., & Aarts, N. (2010). Rethinking communication in innovation processes: creating space for change in complex systems. In *Innovation and change facilitation for rural development*. Vienna.
- Martínez-Harms, M. J., & Balvanera, P. (2012). Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, *8*(1–2), 17–25. <https://doi.org/10.1080/21513732.2012.663792>
- Masson, P. L., Weil, B., Hatchuel, A., Rivier, P., & Maurer, M. (2006). *Les processus d'innovation : Conception innovante et croissance des entreprises*. Paris: Hermes Science Publications.
- Meehan, T. D., Werling, B. P., Landis, D. A., & Gratton, C. (2011). Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *108*(28), 11500–11505. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100751108>
- Menzel, S., & Teng, J. (2009). Ecosystem Services as a Stakeholder-Driven Concept for Conservation Science: Participative Ecosystem Services. *Conservation Biology*, *24*(3), 907–909. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01347.x>
- Meynard, J.-M., Dedieu, B., & Bos, A. P. (2012). Re-design and co-design of farming systems. An overview of methods and practices. In I. Darnhofer, D. Gibbon, & B. Dedieu (Eds.), *Farming Systems Research into the 21st Century: The New Dynamic* (pp. 405–429). Dordrecht: Springer Netherlands.

- Michel-Guillou, E., & Moser, G. (2006). Commitment of farmers to environmental protection: From social pressure to environmental conscience. *Journal of Environmental Psychology*, 26(3), 227–235. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2006.07.004>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: general synthesis : a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC: Island Press.
- Morel, K., Guégan, C., & Léger, F. (2016, September). *Une ferme maraîchère biologique viable sans motorisation? Le cas d'une approche holistique inspirée par la permaculture*.
- Opdam, P., Coninx, I., Dewulf, A., Steingröver, E., Vos, C., & van der Wal, M. (2016). Does information on landscape benefits influence collective action in landscape governance? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 18, 107–114. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.12.006>
- Pavitt, K. (1990). Sectoral patterns of technical change: towards a taxonomy and a theory. *The Economics of Innovation*, 249–79.
- Plant, R., Roche, P., & Barnaud, C. (2016). *Services écosystémiques et représentation des dépendances des êtres humains à l'égard des écosystèmes*. Editions Quæ.
- Potier, D. (2014). *Pesticides et agro-écologie - Les champs du possible*. Retrieved from <http://agriculture.gouv.fr/telecharger/56000?token=7bf92926cba72dbc99beeeef8758248e>
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G. D., & Bennett, E. M. (2010). Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(11), 5242–5247. <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>
- Regev, U., Gutierrez, A. P., & Feder, G. (1976). Pests as a Common Property Resource: A Case Study of Alfalfa Weevil Control. *American Journal of Agricultural Economics*, 58(2), 186–197. <https://doi.org/10.2307/1238969>
- Schellhorn, N. A., Parry, H. R., Macfadyen, S., Wang, Y., & Zalucki, M. P. (2015). Connecting scales: Achieving in-field pest control from areawide and landscape ecology studies: Connecting scales. *Insect Science*, 22(1), 35–51. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12161>
- Schomers, S., & Matzdorf, B. (2013). Payments for ecosystem services: A review and comparison of developing and industrialized countries. *Ecosystem Services*, 6, 16–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.01.002>
- Sigwalt, A., Pain, G., Pancher, A., & Vincent, A. (2012). Collective Innovation Boosts Biodiversity in French Vineyards. *Journal of Sustainable Agriculture*, 36(3), 337–352. <https://doi.org/10.1080/10440046.2011.654008>
- Spangenberg, J. H., Görg, C., & Settele, J. (2015). Stakeholder involvement in ESS research and governance: Between conceptual ambition and practical experiences – risks, challenges and tested tools. *Ecosystem Services*, 16, 201–211. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.006>
- Spangenberg, J. H., von Haaren, C., & Settele, J. (2014). The ecosystem service cascade: Further developing the metaphor. Integrating societal processes to accommodate social processes and planning, and the case of bioenergy. *Ecological Economics*, 104, 22–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.04.025>
- Sparks, T. C. (2013). Insecticide discovery: An evaluation and analysis. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 107(1), 8–17. <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2013.05.012>

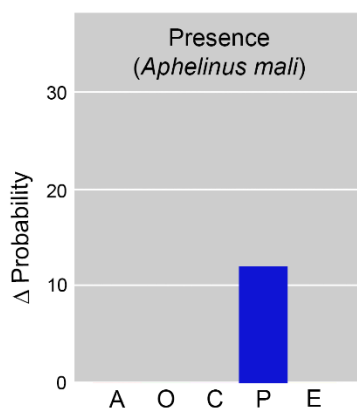
- Star, S. L., & Griesemer, J. R. (1989). Institutional Ecology, “Translations” and Boundary objects: Amateurs and Professionals in Berkeley’s Museum of vertebrate Zoology, 1907-39. *Social Studies of Science*, 19(3), 387–420.
- Steingröver, E. G., Geertsema, W., & van Wingerden, W. K. R. E. (2010). Designing agricultural landscapes for natural pest control: a transdisciplinary approach in the Hoeksche Waard (The Netherlands). *Landscape Ecology*, 25(6), 825–838. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9489-7>
- Ten Years of IPM Training in Asia - From Farmer Field School to Community IPM. (2002). FAO.
- Torre, A. (2002). Les AOC sont-elles des clubs ? Réflexions sur les conditions de l’action collective localisée, entre coopération et règles formelles. *Revue d’économie industrielle*, 100(1), 39–62. <https://doi.org/10.3406/rei.2002.984>
- Vanloqueren, G., & Baret, P. V. (2009). How agricultural research systems shape a technological regime that develops genetic engineering but locks out agroecological innovations. *Research Policy*, 38(6), 971–983. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2009.02.008>
- Veres, A., Petit, S., Conord, C., & Lavigne, C. (2013). Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.027>
- Zube, E. H. (1987). Percieved land use patterns and landscape values. *Landscape Ecology*, 1(1), 37–45.

Annexes

Annexes du chapitre 5



Annex 1 : Variation of the probability for the "Fresh" state of the "Apple production" node as a result of : (a) a probability of the "Organic" state for "neighbouring field of fruit tree growers"=100% (b) a probability of the "Conventional" state for "neighbouring field of fruit tree growers"=100%.
A=Advisor, O=Organic producer, C=Conventional producer, P=Pedagogic farm manager, E=Ecologist.



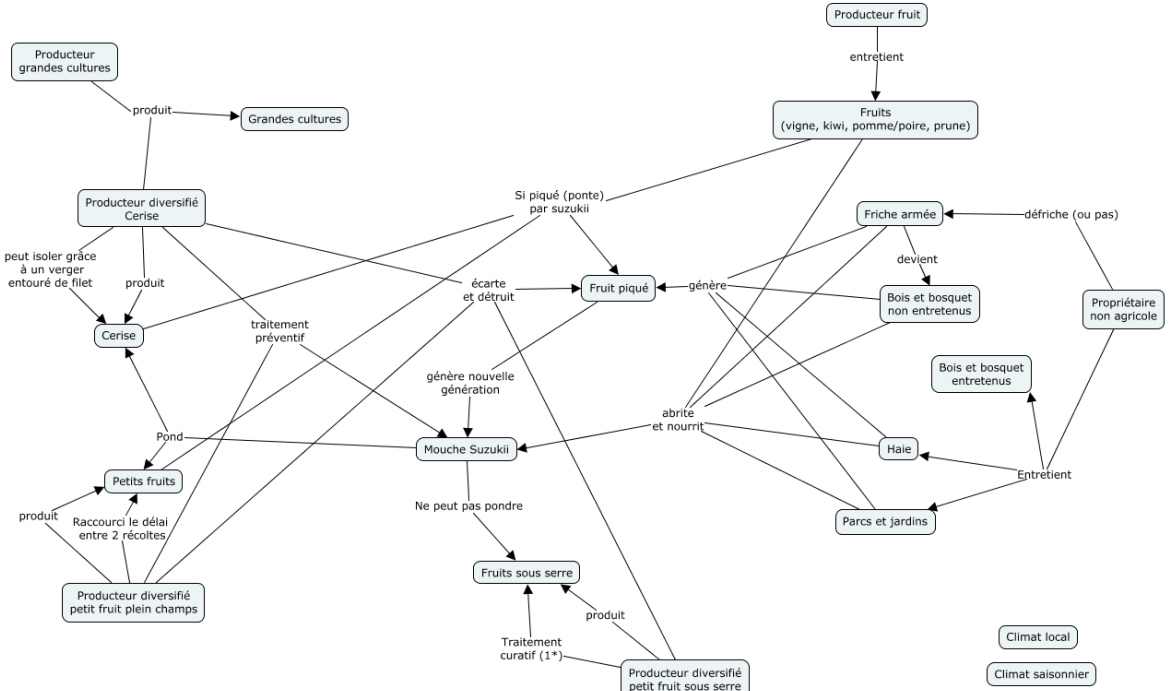
Annex 2 : Variation of the probability for the "Presence" state of the "Aphelinus mali" node as a result of the probability of "Not used" state for "Affirm" node=100%.
A=Advisor, O=Organic producer, C=Conventional producer, P=Pedagogic farm manager, E=Ecologist.

Annexes du chapitre 6

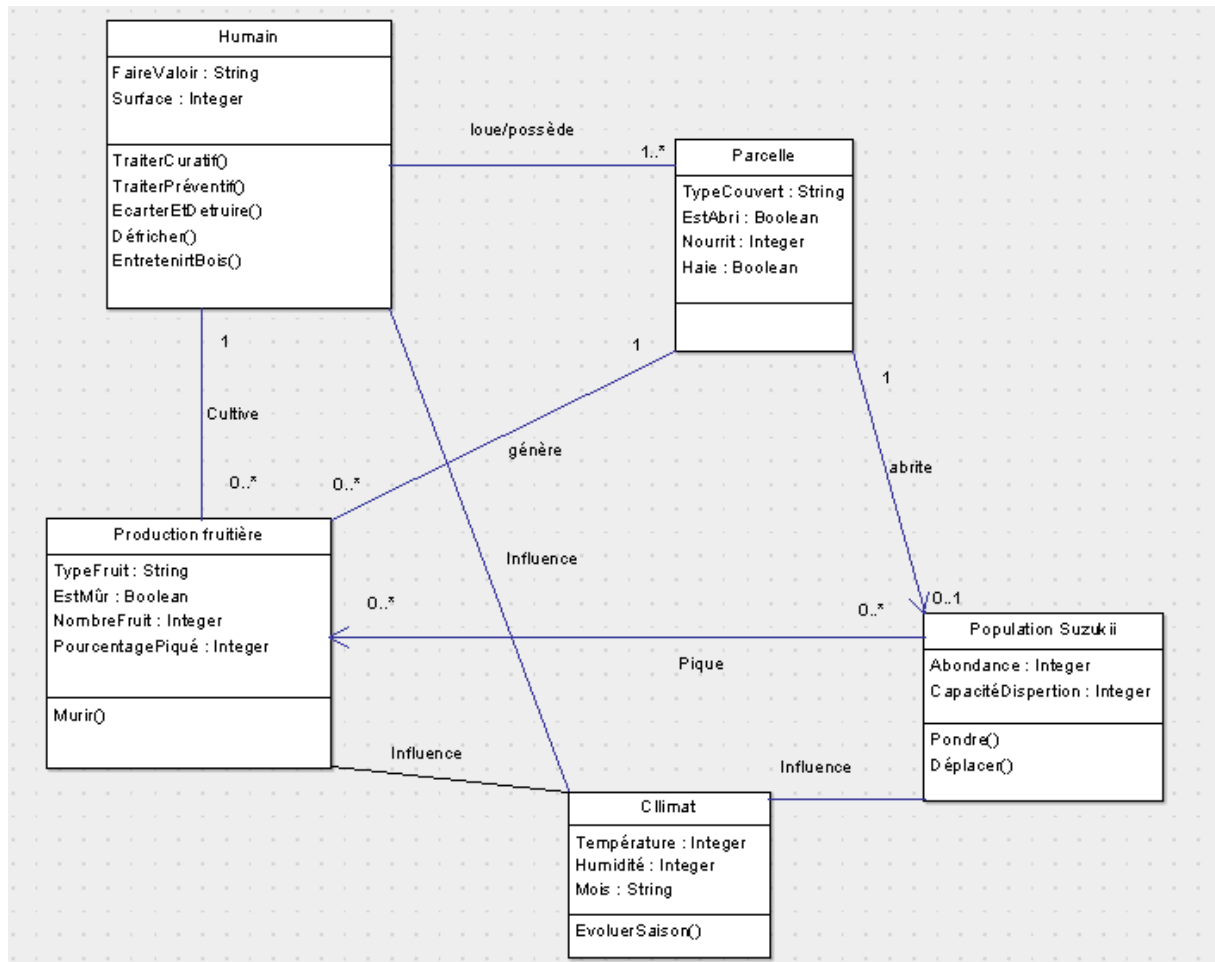
Annexe 1 : Tableau récapitulatif de l'effet des différentes occupations du sol sur la possibilité de refuge ou de ponte de *Drosophila sukukii*. Une case noire indique que l'action est possible. Une case blanche indique que l'action n'est pas possible. Une case grise indique l'incertitude (entendue comme absence de connaissance disponible).

Type d'occupation du sol	Fonction reliée à <i>Drosophila sukukii</i>	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
Jardins des particuliers	Ponte												
	Abrite												
Petits fruits	Ponte												
	Abrite												
Cerisiers	Ponte												
	Abrite												
Haies	Ponte												
	Abrite												
Grandes cultures	Ponte												
	Abrite												
Friche	Ponte												
	Abrite												
Bois & bosquet	Ponte												
	Abrite												
Vigne	Ponte												
	Abrite												
Kiwi	Ponte												
	Abrite												
Pomme Poire	Ponte												
	Abrite												
Prune	Ponte sur Quetsch												
	Ponte sur Américano-Japonaise												
	Abrite												

Annexe 2 : Modèle conceptuel co-construit basé sur la méthode ARDI à propos de la question de la dynamique de population de *Drosophila suzukii* et de sa gestion territoriale



Annexe 3 : Diagramme UML co-construit basé sur le modèle conceptuel ARDI à propos de la dynamique de population de *Drosophila suzukii* et de sa gestion territoriale.




```

;VIGNE
set ponte-vigne [0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1]
set abri-vigne [0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1]

;KIWI
set ponte-kiwi [0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0]
set abri-kiwi [0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1]

;POMME
set ponte-pomme [0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0]
set abri-pomme [0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1]

;ETABLISSEMENT DES MATRICES LIEES A LA TEMPERATURE ET A L'HUMIDITE
;moyenne liés à station montauban du cefel
;froid en dessous de 10° de moyenne (cini 2012)
;chaud au dessus de 30° de moyenne (cini 2012)
;sec en dessous de 80% (arbitraire)

set froid? [0 1 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 0 0 1 0 1 1 1 1 1]
set chaud? [0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0]
set sec? [0 0 0 0 1 0 1 0 1 1 1 1 0 0 0 0 1 1 0 0 0 0 0 0]

;;CREATION TOUS ARBORICULTEURS

  create-arboriculteurs number_arboriculteurs [setxy random-pxcor random-pycor]
  ask arboriculteurs [set farm-size random 5 + 5
  set shape "person farmer" set color 53 set heading 0 set size 0.75]

  create-moyen-arboriculteur-prunes nombre_moyen_arboriculteurs_pruniers [setxy random-pxcor
random-pycor]
  ask moyen-arboriculteur-prunes [set farm-size random 30 + 20
  set shape "person farmer" set color 53 set heading 0 set size 0.75]

  create-moyen-arboriculteur-pommiers nombre_moyen_arboriculteurs_pommiers [setxy random-
pxcor random-pycor]
  ask moyen-arboriculteur-pommiers [set farm-size random 30 + 20
  set shape "person farmer" set color 53 set heading 0 set size 0.75]

  create-moyen-arboriculteur-pommier-pruniers
nombre_moyen_arboriculteurs_pommier_pruniers [setxy random-pxcor random-pycor]
  ask moyen-arboriculteur-pommier-pruniers [set farm-size random 30 + 20
  set shape "person farmer" set color 53 set heading 0 set size 0.75]

  create-grand-arboriculteurs nombre_grand_arboriculteurs [setxy random-pxcor random-pycor]
  ask grand-arboriculteurs [set farm-size random 20 + 50
  set shape "person farmer" set color 53 set heading 0 set size 0.75]

;;CREATION PRODUCTEURS PETITS FRUITS

```

```
create-producteur_petits_fruits number_producteurs_petits_fruits [setxy random-pxcor random-
pycor]
```

```
ask producteur_petits_fruits [set farm-size random 5 + 5
set shape "person farmer" set color 133 set heading 0 set size 0.75]
```

```
;;CREATION CEREALICULTEUR
```

```
create-cerealiculteurs number_cerealiculteurs [setxy random-pxcor random-pycor]
```

```
ask cerealiculteurs [set farm-size random 50 + 50
set shape "person farmer" set color 43 set heading 0 set size 0.75]
```

```
;; CREATION FERME GRANDE ARBORICULTURE - SPECIALISEE POMME
```

```
ask grand-arboriculteurs [set pcolor 57 set culture "pommier" set owner self]
```

```
ask grand-arboriculteurs [repeat farm-size * 5 [move-to one-of neighbors4
if pcolor = black [set pcolor 57
set owner self
set culture "pommiers"]]]
```

```
;;CREATION FERME MOYENS ARBORICULTEURS EN PRUNIER MAJORITAIRE
```

```
ask moyen-arboriculteur-prunes [set pcolor 57 set culture "pruniers" set owner self]
```

```
ask moyen-arboriculteur-prunes [repeat farm-size * 5 [move-to one-of neighbors4
if pcolor = black [set pcolor violet
set owner self
set culture "pruniers"]]]
```

```
ask moyen-arboriculteur-prunes [repeat farm-size * 5 * 0.1 [move-to one-of patches with [owner =
myself] if culture = "pruniers" [set culture "vigne" set pcolor red]]]
```

```
;;CREATION FERME MOYENS ARBORICULTEURS EN POMMIERS MAJORITAIRE ET KIWI
```

```
ask moyen-arboriculteur-pommiers [set pcolor 57 set culture "pommier" set owner self]
```

```
ask moyen-arboriculteur-pommiers [repeat farm-size * 5 [move-to one-of neighbors4
if pcolor = black [set pcolor 57
set owner self
set culture "pommiers"]]]
```

```
ask moyen-arboriculteur-pommiers [repeat farm-size * 5 * 0.1 [move-to one-of patches with [owner
= myself] if culture = "pommiers" [set culture "kiwi" set pcolor brown]]]
```

```
;;CREATION FERME MOYENS ARBORICULTEURS EN POMMIERS MAJORITAIRE ET PRUNIERS
```

```
ask moyen-arboriculteur-pommiers [set pcolor 57 set culture "pommier" set owner self]
```

```
ask moyen-arboriculteur-pommiers [repeat farm-size * 5 [move-to one-of neighbors4
if pcolor = black [set pcolor 57
set owner self
```

```

    set culture "pommiers"]]]

ask moyen-arboriculteur-pommiers [repeat farm-size * 5 * 0.1 [move-to one-of patches with [owner
= myself] if culture = "pommiers" [set culture "pruniers" set pcolor violet]]]

;;CREATION FERME PETITS ARBORICULTEURS

ask arboriculteurs [set pcolor 57 set culture "pommiers" set owner self]

ask arboriculteurs [repeat farm-size * 5 * 0.7 [move-to one-of neighbors4
    if pcolor = black [set pcolor 57
    set owner self
    set culture "pommiers"]]]

ask arboriculteurs [repeat farm-size * 5 * 0.1 [move-to one-of neighbors4
    if pcolor = black
    [set pcolor red
    set owner self
    set culture "cerisiers"]]]

ask arboriculteurs [repeat farm-size * 5 * 0.1 [move-to one-of neighbors4
    if pcolor = black
    [set pcolor magenta
    set owner self
    set culture "vigne"]]]

ask arboriculteurs [repeat farm-size * 5 * 0.1 [move-to one-of neighbors4
    if pcolor = black
    [set pcolor violet
    set owner self
    set culture "prune"]]]

;;CREATION FERME PETITS FRUITS

ask producteur_petits_fruits [repeat farm-size * 5 [move-to one-of neighbors4
    if pcolor = black
    [set pcolor pink
    set owner self
    set culture "petitsfruits"]]]

;;CREATION FERME CEREALES

ask cerealiculteurs [repeat farm-size * 5 [move-to one-of neighbors4
    if pcolor = black
    [set pcolor yellow
    set owner self
    set culture "céréales"]]]

;; CREATION PROPRIETAIRES FONCIERS

```

;hote? est une variable qui exprime le fait que certain jardins peuvent être sources de suzukii et d'autres non, par exemple il peuvent ou pas avoir un cerisier dans leur jardin

```
ask patches with [pcolor = black] [sprout-proprietaires 1 set pcolor 62 set owner self ifelse random-
float 1 > taux_urbanisation [ifelse random-float 1 < proba-friche [set culture "friche"] [set culture
"bois"]] [set culture "habitation"]] ;;[stop]]
ask proprietaires with [culture = "bois"] [set shape "tree" set color green set size 0.75]
ask proprietaires with [culture = "friche"] [set shape "plant" set color green set size 0.75]
ask proprietaires with [culture = "habitation"] [set shape "house" set size 0.75 set pcolor 53 if
random-float 1 > random-float 1 [set hote? 1]]
```

;; INSTALLATION DES HAIES - les haies ne sont pas présentes sur les parcelles de bois et de friches - les haies sont équiprobables sur les parcelles

```
ask patches with [culture != "bois" and culture != "friche"] [if random-float 1 < proba-haie [set
presence-haie 1]]
ask patches with [presence-haie = 1] [sprout-haies 1 [set shape "haie4" set color 59 set heading 0]]
```

;; ON CREE LES POPULATIONS DE SUZUKII

```
ask patches [sprout-population-suzukiis 1]
ask population-suzukiis [set hidden? not hidden?]
ask population-suzukiis [set abundance random 10 set shape "circle2" set color red set size
abundance / 10]
```

;; GESTION DE L'AFFICHAGE DES POPULATIONS DE SUZUKIIS

```
ifelse suzukii-invisible? [ask population-suzukiis [set hidden? true]] [ask population-suzukiis [set
hidden? false]]
```

```
reset-ticks
end
```

to go

;; GESTION DU TEMPS QUI PASSE - du 1er Janvier au 15 Janvier = 1, du 15 au 31 Janvier = 2, etc

```
set quinzaine quinzaine + 1
if quinzaine = 25 [set quinzaine 1]
```

;; GESTION DE L'AFFICHAGE

```
ifelse suzukii-invisible? [ask population-suzukiis [set hidden? true]] [ask population-suzukiis [set
hidden? false]]
```

```

ask population-suzukiis [set abondance abondance - 1] ;mortalité
update-ponte?
update-abri?
effet-climat
pondre
ask population-suzukiis [ifabri? = 1 [if abondance <= 0 [set abondance 1]]]

```

```

ask population-suzukiis [if abondance < 0 [die]]
ask population-suzukiis [set size abondance / 10]

```

```

tick

```

```

end

```

```

;PONDRE - les populations pondent autour d'elles dans un rayon de parcelles disponibles pour la
ponte

```

```

to pondre

```

```

ask population-suzukiis [ask patches in-radius capacite-dispersion with [ponte? = 1 and not any?
population-suzukiis-here] [sprout-population-suzukiis 1 [set abondance random 1 set shape
"circle2" set color red set size abondance / 10]]]
ask population-suzukiis [ask patches in-radius capacite-dispersion with [ponte? = 1 and any?
population-suzukiis-here][ask population-suzukiis-here [set abondance abondance + 1]] set
abondance abondance - 1]

```

```

;;ask population-suzukiis with [abondance > 0] [ask patches in-radius capacite-dispersion [if ponte? =
1 [ask population-suzukiis-here [set abondance abondance + 1]]]]

```

```

ask population-suzukiis [if abondance > 10 [set abondance 10] set size abondance / 10]

```

```

end

```

```

to update-ponte?

```

```

ask patches [if pcolor = red [ifelse item quinzaine ponte-cerise = 1 [set ponte? 1][set ponte? 0]]]
ask patches [if pcolor = pink [ifelse item quinzaine ponte-petitfruit = 1 [set ponte? 1][set ponte?
0]]]
ask patches [if pcolor = brown [ifelse item quinzaine ponte-kiwi = 1 [set ponte? 1][set ponte? 0]]]
ask patches [if pcolor = 57 [ifelse item quinzaine ponte-pomme = 1 [set ponte? 1][set ponte? 0]]]
ask patches [if pcolor = magenta [ifelse item quinzaine ponte-vigne = 1 [set ponte? 1][set ponte?
0]]]
ask patches [if pcolor = violet [ifelse item quinzaine ponte-prune = 1 [set ponte? 1][set ponte? 0]]]
ask patches with [culture = "bois"] [ifelse item quinzaine ponte-bois = 1 [set ponte? 1][set ponte?
0]]
ask patches with [culture = "friche"] [ifelse item quinzaine ponte-friche = 1 [set ponte? 1][set
ponte? 0]]
ask patches with [culture = "habitation" and hote? = 1] [ifelse item quinzaine ponte-jardin = 1 [set
ponte? 1][set ponte? 0]]

```


end

to update-abri?

```
ask patches [if pcolor = red [ifelse item quinzaine abri-cerise = 1 [set abri? 1][set abri? 0]]]
ask patches [if pcolor = pink [ifelse item quinzaine abri-petitfruit = 1 [set abri? 1][set abri? 0]]]
ask patches [if pcolor = brown [ifelse item quinzaine abri-kiwi = 1 [set abri? 1][set abri? 0]]]
ask patches [if pcolor = 57 [ifelse item quinzaine abri-pomme = 1 [set abri? 1][set abri? 0]]]
ask patches [if pcolor = magenta [ifelse item quinzaine abri-vigne = 1 [set abri? 1][set abri? 0]]]
ask patches [if pcolor = violet [ifelse item quinzaine abri-prune = 1 [set abri? 1][set abri? 0]]]
ask patches with [culture = "bois"] [ifelse item quinzaine abri-bois = 1 [set abri? 1][set abri? 0]]
ask patches with [culture = "friche"] [ifelse item quinzaine abri-friche = 1 [set abri? 1][set abri? 0]]
ask patches with [culture = "habitation" and hote? = 1] [ifelse item quinzaine abri-jardin = 1 [set
abri? 1][set abri? 0]]
ask haies [ask patch-here [set abri? 1]]
```

end

to effet-climat

```
if item quinzaine froid? = 1 [ask population-suzukiis [ask patch-here [if abri? = 0 [ask myself [set
abondance abondance - 1]]]]]
if item quinzaine chaud? = 1 [ask population-suzukiis [ask patch-here [if abri? = 0 [ask myself [set
abondance abondance - 1]]]]]
if item quinzaine sec? = 1 [ask population-suzukiis [ask patch-here [if abri? = 0 [ask myself [set
abondance abondance - 1]]]]]
```

end

to traiter [x y]

```
ask patch x y [ask population-suzukiis-here [die]]
ask patch x y [ask patches in-radius (capacite-dispersion + 1) with [culture = "bois"] [ask population-
suzukiis-here [die]]]
```

end

;; données climatiques :

<http://www.meteofrance.com/climat/france/montauban/82121002/normales>

BONNIEUX

Ils coupent leurs cerisiers



Christian Mounier, vice-président chargé de l'agriculture, explique la position du département face à cette interdiction.

En présence de nombreux élus, les producteurs de cerises se sont donné rendez-vous ce jeudi matin au parking du pont Julien à Bonnieux pour exprimer leur colère et leur inquiétude devant l'invasion d'un insecte, la drosophile suzukii. Par un geste symbolique de protestation, les agriculteurs ont détruit une plantation de cerisiers.,

Les producteurs de cerises français se disent démunis face à ce fléau. « Seul, un insecticide le diméthoate arrive à éradiquer ce moucheron. S'il est interdit, nos cerises infestées par la larve

de drosophile *suzukii* seront immangeables. Et les pays autorisés à utiliser le diméthoate viendront inonder le marché français », explique Bernard Mille, président de la FDSEA 84.

Mais, le diméthoate, un insecticide organophosphoré, déjà interdit pour la plupart des productions a été retiré du marché le 1er février par l'Agence nationale de sécurité sanitaire (Anses).

Le ministre de l'agriculture, Stéphane Le Foll a demandé à la Commission européenne d'interdire en urgence le diméthoate dans toute l'Union européenne, ainsi que la mise sur le marché de cerises provenant de pays ou d'États membres dans lesquels l'insecticide est autorisé.

« On nous propose des produits qui coûtent 20 fois plus cher »

Christian Mounier, président de la commission agriculture du département souligne : « le président Maurice Chabert a fait un courrier au ministre expliquant que la filière bigarreau serait en péril. Les acheteurs vont se tourner vers d'autres pays producteurs. C'est une catastrophe. Mais le ministère ne veut rien savoir, disant que le diméthoate met la population en danger. »

Existe-t-il des produits de substitution ? Bernard Caceres, producteur à Blauvac, répond : « Le diméthoate ne coûtait pas cher et agissait sur les œufs et on nous propose des produits qui coûtent 20 fois plus cher. »

Le Vaucluse est le premier producteur de cerises de France.

Or, depuis 2010, un moucheron a été introduit en France, peut-être via les mangues. La drosophile *suzukii*, à peine 2mm, se reproduit à une vitesse fulgurante et s'attaque surtout aux fruits rouges et aux tomates.

Elle peut détruire la totalité de la production d'un verger. Seul un insecticide peut en venir à bout. Mais, il est interdit.

Par Brigitte SCOTT | Publié le 08/04/2016

Annexe 5 : Communiqué du 23 Mars 2016 du Ministre de l'agriculture sur l'utilisation de la procédure d'urgence pour l'utilisation du pesticide Diméthoate vis-à-vis de la *Drosophila suzukii*.

alim'agri
SITE DU MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DE L'AGROALIMENTAIRE ET DE LA FORÊT

PRODUCTION & FILIÈRES ALIMENTATION ENSEIGNEMENT & RECHERCHE MINISTÈRE

Accueil > Lutte contre Drosophila Suzukii de la cerise : Stéphane Le Foll saisit la Commission européenne

Lutte contre Drosophila Suzukii de la cerise : Stéphane Le Foll saisit la Commission européenne

PRODUIT PHYTOSANITAIRE | PESTICIDES

© Pascal Xicluna / Min.Agrî.Fr

29/03/2016

COMMUNIQUÉ

La lutte contre la mouche *Drosophila Suzukii* est un enjeu majeur pour la filière arboricole (en particulier pour les producteurs de cerises). En effet, les larves de cet insecte détruisent les fruits, occasionnant des pertes de productions considérables. Jusqu'à ce jour, plusieurs solutions de lutte contre ce ravageur existaient, dont l'utilisation d'un produit à base de Diméthoate, DIMATE BF 400. La pratique agricole courante consiste à utiliser cette substance au cours du mois d'avril.

En 2013, l'autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) a identifié un problème potentiel en termes de risque pour la consommation de denrées traitées avec du Diméthoate, renvoyant aux Etats membres le soin de statuer produit par produit et usage par usage sur le niveau de risque pour le consommateur. En France, l'agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) a conclu fin 2015 à la nécessité de retirer le produit DIMATE BF400 sauf à ce que l'entreprise détentrice de l'autorisation apporte des données permettant d'écarter tout risque de toxicité (cette procédure est la procédure d'usage dans tout réexamen des conditions de mise sur le marché d'un produit). En l'absence de transmission de données par l'entreprise sur les fruits pour l'ensemble de l'Union européenne, l'ANSES a retiré l'autorisation de mise sur le marché de ce produit en Février 2016.

Stéphane LE FOLL, conscient du risque de distorsion de concurrence pouvant peser sur nos producteurs (ce produit pouvant être utilisé dans d'autres pays d'Europe ou dans le monde) et de l'enjeu de protection des consommateurs a saisi ce jour la Commission européenne pour lui demander d'activer les mesures d'urgence prévues par le droit européen :

- Interdiction immédiate de l'utilisation du Diméthoate dans toute l'UE sur les fruits et légumes
- Interdiction immédiate sur l'ensemble du territoire européen de mise sur le marché de cerises provenant de pays ou d'Etats membres dans lesquels l'utilisation du Diméthoate est permise.

L'utilisation par la France de la procédure d'urgence impose à la Commission de se prononcer dans les 7 jours. Dans l'éventualité où la Commission, à l'issue de ce délai, n'aurait pas répondu à la France, Stéphane LE FOLL déclencherait une clause de sauvegarde nationale pour interdire la commercialisation en France de cerises traitées au Diméthoate qu'elles soient produites en France ou ailleurs dans le monde.

Liste des illustrations

Les figures et les tableaux sont indiqués par Chapitre dans leur ordre d'apparition dans le texte.

Chapitre 1

Figure 1 : Distinction entre les deux axes de l'hétérogénéité spatiale : la composition et configuration spatiale. Chaque grand carré est un paysage et chaque couleur représente un type d'occupation du sol. D'après Farhig et al. 2011.

Figure 2 : Dans la situation 1, quatre agriculteurs (A,B,C et D) sont confrontés à un même ravageur sur leur parcelle (identifiée par une couleur différente). Dans la situation 2, seuls A,B et C ont traité leur parcelle. La parcelle de l'agriculteur D est source de ravageurs pour les parcelles A,B et C par effet de « spillover » lié à la mobilité du ravageur.

Figure 3 : Dans la situation 1, quatre agriculteurs (A,B,C et D) sont confrontés à un même ravageur sur leur parcelle (identifiée par une couleur différente) et A,B et C payent le cout d'une action collective qui consiste en un traitement du ravageur sur tout le territoire. Dans la situation 2, l'agriculteur D qui bénéficie d'une parcelle exempte de ravageur sans en avoir payé le cout est considéré comme passager clandestin ou « free rider » de cette action collective.

Figure 4 : Par rapport à la figure précédente, l'agriculteur A a désormais sa parcelle avec une occupation du sol du type habitat semi-naturel (vert foncé). Cet habitat semi-naturel est potentiellement source d'ennemis-naturels (Symbole coccinelle) qui en se déplaçant viennent réguler les ravageurs présents chez ses voisins B, C et D. Dans ce cas de figure il y a dépendance de B,C et D vis-à-vis de A relativement au service écosystémique de régulation biologique par conservation des ennemis naturels.

Figure 5 : Dans la situation 1, la proportion totale d'éléments semi-naturels (en vert foncé) dans le paysage est insuffisante pour favoriser un contrôle biologique car les populations d'ennemis naturels sont trop limitées. Dans la situation 2, la proportion d'éléments semi-naturels du paysage étant plus élevée, les populations d'ennemis naturels sont plus importantes et exercent un contrôle biologique sur les ravageurs. Dans ce cas de figure il y a interdépendance car les acteurs doivent contribuer à installer des éléments semi-naturels pour bénéficier collectivement du service de régulation des ravageurs. L'agriculteur D qui ne contribue pas à augmenter la proportion d'éléments semi-naturels a la position de « passager clandestin » puisqu'il bénéficie de la régulation des ravageurs sans y contribuer.

Figure 6 : Interactions décrivant une relation de dépendance dans le cas de la GPR. Ici c'est l'agriculteur qui serait dépendant de l'acteur agissant sur le paysage pour bénéficier de la régulation biologique.

Figure 7 : Interactions décrivant une relation d'interdépendance entre deux agriculteurs (A & B) dans le cas de la Gestion Paysagère des Ravageurs (GPR). Ici les deux agriculteurs sont interdépendants parce qu'ils agissent tous les deux sur le paysage dont ils dépendent pour obtenir un bénéfice de régulation sur leur culture agricole.

Figure 8 : Interactions décrivant des relations de dépendances et d'interdépendances entre acteurs agissant sur un paysage duquel peut être tiré un bénéfice agricole. Les agriculteurs 1 et 3 sont interdépendants. L'agriculteur 2 est dépendant des agriculteurs 1 et 3 et de l'acteur non agricole pour leurs actions sur le paysage dont il bénéficie.

Figure 9 : Classification des différents types de biens en fonction de la rivalité ou de l'exclusion (Adapté d'Ostrom 1990)).

Figure 10 : Cadre théorique de l'analyse des systèmes socio-écologiques en relation avec la gestion des ressources naturelles (Adapté de McGinnis et Ostrom 2014).

Figure 11 : Situation d'un individu en interaction avec son environnement et les autres agents et les représentations associées à cet environnement qui lui sert de cadre d'action avec cet environnement (d'après Ferber 1995).

Figure 12 : Situation d'un individu en interaction avec son environnement et les autres agents et les représentations associées à cet environnement qui lui sert de cadre d'action avec cet environnement (d'après Ferber 1995). Les filtres mentaux au niveau de l'individu peuvent l'amener à construire des représentations qui semblent diverger de « la réalité » (la couleur de l'individu) ou ne pas construire de représentations quand bien même l'objet est perçu (pas de représentations de la coccinelle).

Figure 13 : Ambiguïté dans les représentations de deux individus. L'individu 1 se représente un élément arboré comme favorable aux ennemis naturels alors que l'individu 2 se représente le même élément arboré comme

favorable aux ravageurs. Comme ces deux individus ne partagent pas les mêmes représentations sur l'effet de l'élément arboré on dira qu'il y a ambiguïté de représentation entre les individus 1 et 2 à ce sujet.

Figure 14 : Incertitude ontologique au niveau des représentations d'un individu. L'individu se représente l'effet d'un élément boisé comme étant variable puisque pour lui dans 10% des cas il favorise le ravageur tandis que dans 90% des cas il favorise l'ennemi naturel.

Figure 15 : Cadre conceptuel de la thèse. Il intègre notamment les processus écologiques (en vert) d'où proviennent services et disservices, les acteurs et leurs représentations (en bleu) et l'espace socio-écologique de l'arène d'action (en rouge).

Chapitre 2

Figure 1 : Etapes clefs d'un cycle de modélisation adapté de Grimm et Railsback 2005

Figure 2 : Exemple théorique et simplifié d'un diagramme d'interaction selon la méthode ARDI. Les boîtes vertes représentent des ressources. Les liens causals entre éléments sont représentés par les flèches et caractérisés par un verbe d'action.

Figure 3 : Représentations de deux individus 1 et 2 permettant de mettre à jour une situation de dépendance. L'individu 1 se représente un élément arboré abritant des ennemis naturels qui prédatent des ravageurs. L'individu 2 se représente son action de planter ces éléments arborés. Bien qu'aucun des deux individus n'a construit une relation de dépendance dans ses représentations, il apparaît que l'individu 1 dépend de l'action de l'individu 2 pour bénéficier de la régulation des ravageurs

Figure 4 : Exemple d'élicitation indirecte à partir du discours d'un entretien sous le formalisme de l'ontologie ARDI.

Figure 5 : Exemple simplifié d'un graphe acyclique orienté de variables pouvant former la structure d'un réseau bayésien. L'acyclicité d'un tel réseau ne permet pas, par exemple, de relier également avec un lien causal la variable « Pucerons » vers la variable « Coccinelle ».

Tableau 1 : Exemple de tableau de probabilité conditionnel pour la variable « Rendement ».

Figure 6 : Les individus 1 et 2 peuvent partager une représentation identique vis-à-vis des liens de causalité entre l'élément arboré ayant des effets à la fois sur les ennemis naturels et les ravageurs. L'établissement de probabilités individuelles attachées à ces liens de causalités permet de caractériser l'incertitude ontologique que se représente chaque individu (la variabilité des phénomènes). Lorsque ces probabilités sont mis à jours pour différents individus elles permettent de les comparer et d'explorer l'ambiguïté existant entre ces deux individus. Ici, les individus 1 et 2 sont en réalité en désaccord important sur l'effet de cet élément arboré sur les insectes en jeu.

Figure 7 : Exemple simplifié d'effet d'un scénario par « propagation de croyance » (ou inférence Bayésienne) sur la loi de probabilité d'une variable d'un réseau bayésien.

Figure 8 : Dans le premier cartouche, les individus 1 et 2 construisent le diagramme d'interactions sur la base de leurs représentations individuelles. Si à la base chacun perçoit le rôle de l'élément arboré différemment, ils se mettent d'accord pour signifier que les deux effets sont présents dans le diagramme d'interaction de la méthode ARDI. Dans le cartouche 2, chaque individu va définir individuellement sa représentation sur les probabilités attachées aux liens causals consensuels identifiés dans le diagramme d'interaction ARDI.

Figure 8 : Principales étapes de la démarche pour l'exploration pour la modélisation des réseaux bayésiens individuelles et l'exploration de scénarios.

Figure 9 : Représentation imagée d'un agent en interaction avec son environnement et les autres agents (Ferber 1995)

Figure 10 : Principales étapes du processus de modélisation participative vers l'établissement d'un modèle informatique SMA sous NetLogo.

Figure 11 : Représentation schématique de la zone d'étude située dans la zone de confluence entre le Tarn et l'Aveyron. En dehors de la zone strictement urbaine de Montauban (rouge) on distingue ici trois zones différentes, le lit majeur (beige), la 1^{ère} terrasse (Orange) et les zones de coteaux (vert).

Figure 12 : Concentration parcellaire dans la zone d'étude. L'exemple ci-dessus correspond au village de Falguière. A gauche, la photo aérienne a été prise en 1950 (source : IGN), à droite, la même zone en 2014 (source : Google map). Ce comparatif permet de percevoir d'une manière claire la modification du parcellaire au cours de la seconde moitié du XX^e siècle. En 1950, les parcelles sont plus petites et allongées afin de permettre le labour à cheval.

Figure 13 : Valeur ajoutée nette par hectare moyenne des différents types de cultures présentes en Tarn-et-Garonne 2011/2012 (source : compilé d'après des données CER 82)

Chapitre 3

Figure 1: Our two step theoretical approach to explore the social construction of a resource. (1) In this example, the hedgerow and natural enemies are resources because they are perceived as bringing a pest-regulating benefit. (2) From interviewee perception and speech, we analyze excludability and subtractibility of resources as these factors orientate toward management possibilities.

Figure 2: Example of a mental model for an advisor in fruit production using the ARDI ontology (Agents are in light blue, Resources in green, arrows with text indicate the nature and orientation of the interaction between elements of the mental model).

Table 1: Synthesis of natural enemies mentioned during individual interviews as resources involved in pest control

Table 2: Overview of social construction of resources identified

Table 3: Synthesis of landscape elements mentioned during individual interviews and their effect on insect populations

Chapitre 4

Figure 1: The four main steps of our participatory BN modelling process. Note: ARDI: participatory methodology to co-construct a conceptual model of a socio-ecological system following Actors (A), Resources (R), Dynamics (D), and Interactions (I) elicitation workshops. CPT: conditional probability table.

Figure 2: Example of a simplified interaction diagram using the ARDI methodology. Note: Green boxes indicate resources and black boxes indicate actors in the system.

Figure 3: Example of directed acyclic graph (DAG) with nodes indicating variables.

Table 1: Conditional probability table for the crop yield variable

Figure 4: Final directed acyclic graph (DAG) constructed together with stakeholders. Note: Colors distinguish variables about landscape (light blue), agricultural practices (green), social factors (red), insect populations (dark blue), abiotic factor (purple), and economic output (yellow).

Table 2: Overview of BN variables and states collectively discussed and agreed by participants

Figure 5: Typology of ontological uncertainties that can be analyzed in an individual Bayesian Network

Figure 6: Agreement and disagreement between two stakeholders regarding ambiguity about a variable.

Figure 7: Effect of the scenario on probability distribution through belief propagation. Distinction between the effect of the scenario and the final state of a BN variable. Note: Red and green bars show the modification of the initial probability distribution.

Figure 8: The four standard cases covering agreement and disagreement about the effect of the scenario and the final state of a variable from the BN. Note: Red and green bars show the modification of the initial probability distribution due to the effect of the scenario. The bar surrounded by a black line is the final state for each state of the variable.

Figure 9: Effect of the “complex landscape” scenario on each stakeholder’s Bayesian Network on the Pests, Generalist predators, and Apple production variables in the BN. Note: Each bar corresponds to one state of the variable and is indicated within brackets. Red and green bars show the modification of the initial probability distribution due to the effect of the scenario. Bars surrounded by a black line are the probability value of the final state of each described variable. The “complex landscape” scenario is based on the following parameterization: Probability of “presence” of a sheltering hedgerow: 100%, Probability of “woods” and “meadows” as grain growers’ neighboring fields: 50%, probability of no orchards in neighboring fields: 100%.

Chapitre 5

Figure 1 : Localization of case study area and main land use in the Tarn-et-Garonne department in 2013 (Adapted from DDT82 Fiche département rural 2013).

Table 1: Overview of Bayesian Network nodes and states as collectively agreed by participants.

Figure 2: Structure of the Bayesian network constructed by participants. For indication, it is possible to distinguish nodes about landscape (light blue), agricultural practices (green), social factors (red), insect populations (dark blue), abiotic factor (purple) and economic output (yellow).

Table 2: Overview and description of the five scenarios used on each participant’s Bayesian Network.

Graph 1: Variation of the probability for the “Fresh” state of the “Apple production” node as a result of the *Aphelinus mali* scenario (Probability of state “present” of “*Aphelinus mali*” node: 100%) for each participant. A=Advisor, O=Organic producer, C=Conventional producer, P=Pedagogic farm manager, E=Ecologist.

Graph 2: (a) Variation of the probability for the “Fresh” state of the “Apple production” node as a result of the Generalist predator scenario (Probability of state “active” of “Generalist predator” node: 100%) for each participant. (b) Variation of probabilities for Apple production, Pests and Woolly aphids variables as a result of the generalist predator scenario for the Ecologist. A=Advisor, O=Organic producer, C=Conventional producer, P=Pedagogic farm manager, E=Ecologist.

Graph 3: (a) Variation of the probability for the “Fresh” state of the “Apple production” node as a result of the complex landscape scenario. (b) Variation of the probability for the “active” state of the “generalist predator” node as a result of the complex landscape scenario. Parameters of the complex landscape scenario: Probability of “presence” of a sheltering hedgerow: 100%, Probability of “woods” and “meadows” for the “neighbouring fields of grain growers” node: 50%, probability of no orchards in “neighbouring fields from fruit growers” node: 100%. A=Advisor, O=Organic producer, C=Conventional producer, P=Pedagogic farm manager, E=Ecologist.

Graph 4: Variation of the probability for the “Fresh” state of the “Apple production” node as a result of the spontaneous vegetation scenario. A=Advisor, O=Organic producer, C=Conventional producer, P=Pedagogic farm manager, E=Ecologist.

Graph 5: Variation of the “Fresh” state of the apple production variable as a result of the following parameters change: (1) Satisfying pollination with “Satisfying pollination” state = 100% (2) No water deficit with “no deficit” state = 0% (3) Active generalist predators scenario with active.

Graph 6: Variation of the probability for the “Fresh” state of the “Apple production” node as a result of the systemic change scenario. Parameters of the systemic change scenario: Probability of the “specific” state of the “Pesticide” variable 100%, “Rustique” state for “plant variety” variable: 100%, “Presence” of “mating disruption” variable: 100%, Probability of “presence” of a sheltering hedgerow: 100%, Probability of “woods” and “meadows” for the “neighbouring fields of grain growers” node: 50%, probability of no orchards in “neighbouring fields from fruit growers” variable: 100%, “Not mowed” state of the “Spontaneous vegetation” variable: 100%. A=Advisor, O=Organic producer, C=Conventional producer, P=Pedagogic farm manager, E=Ecologist.

Chapitre 6

Figure 1 : Exemple de mise en place initiale d’une petite exploitation arboricole « défrichée » dans un paysage forestier dans l’interface graphique de NetLogo [Légende : Patch vert foncé avec symbole d’arbre = forêt, vert clair = pommiers, rouge = cerisier, violet = prunier, magenta = vigne, patch entouré de vert clair = présence de haies]

Figure 2 : (a) Paysage généré par le modèle comprenant une faible proportion de petites exploitations arboricoles [Légende : Patch vert foncé avec symbole d’arbre = forêt, vert clair = pommiers, rouge = cerisier, violet = prunier, magenta = vigne, Rose = petits fruits, patch entouré de vert clair = présence de haies], (b) un paysage de la zone d’étude visualisée par Google Maps correspondant à une zone en déprise agricole avec des petites exploitations agricoles et des reclus boisées importantes.

Figure 3 : (a) Paysage généré par le modèle comprenant une grande proportion d’arboriculteurs et quelques céréaliculteurs. [Légende : Patch vert foncé avec symbole d’arbre = forêt, vert clair = pommiers, rouge = cerisier, violet = prunier, magenta = vigne, marron = kiwi, rose = petits fruits, Jaune = Grandes cultures, patch entouré de vert clair = présence de haies] (b) un paysage de la zone d’étude visualisé par Google Maps correspondant à une zone de production intensive en arboriculture avec des portions boisées résiduelles ainsi que quelques zones de grande culture.

Tableau 1 : Périodes de l’année où les jardins des particuliers fournissent abris et sites de ponte aux populations de *Drosophila suzukii* selon l’expérience du partenaire. Les cases en noir correspondent aux périodes où l’activité biologique décrite est possible sur l’occupation du sol « Jardins des particuliers ». Les cases blanches indiquent que la fonction ne peut pas être remplie par ce type d’occupation du sol.

Tableau 2 : Périodes de l’année où les parcelles de petits fruits fournissent abri et site de ponte aux populations de mouche *suzukii* selon l’expérience du partenaire. Les cases noircies correspondent aux périodes où l’activité biologique décrite est possible sur l’occupation du sol « petits fruits ». Les cases blanches indiquent que la fonction ne peut pas être remplie par ce type d’occupation du sol. Les cases grises indiquent une incertitude dans le sens d’ignorance de l’un ou l’autre cas.

Tableau 3 : Effets délétères sur les populations de *Drosophila suzukii* de la température et de l’humidité. Les cases noires indiquent les périodes où ce paramètre a un effet négatif sur leur développement.

Figure 4 : Interface du dernier modèle réalisé. Légende de l’espace graphique : patch vert foncé avec symbole d’arbre = forêt, vert foncé avec symbole plante = friche, vert foncé avec symbole maison = maison individuelle, vert clair = pommiers, rouge = cerisier, violet = prunier, magenta = vigne, marron = kiwi, rose = petits fruits, Jaune

= Grandes cultures, patch entouré de vert clair = présence de haies. Les points rouges indiquent les populations de *Drosophila suzukii* et leur taille est proportionnelle à la plus ou moins grande présence de mouches sur le patch.

Figure 5 : Données transmises par le CEFEL au niveau de leur piégeage de *Drosophila Suzukii* sur leur centre d'expérimentation de Montauban dans les bois (en vert), dans les Cerisiers (Bleu) et dans les pruniers (Rouge).

Figure 6 : Carte des départements Français producteurs de Cerise en 2014. (Source Agreste et élaboration FranceAgrimer). Vert foncé = Production supérieur à 10 000 T de cerise, Vert = De 1000 à 10000 T, vert clair = < 1000 T.

Chapitre 7

Figure 1 : Cadre conceptuel dit « en cascade » reliant les écosystèmes au bien-être humain (Adapté selon Haines-Yopung et Potschin cité par De Groot 2010).

Figure 2 : cadre conceptuel reliant écosystèmes au bien-être humain dit « en cascade » incluant les actions de gestions du système social.

Liste des abréviations

En Français :

ARDI : Acteurs-Ressources-Dynamiques-Interactions
CA 82 : Chambre d'Agriculture du Tarn-et-Garonne
CEFEL : Centre d'Expérimentation Fruits Et Légumes
CRAMP : Chambre Régionale d'Agriculture Midi-Pyrénées
GIEE : Groupement d'Intérêt Economique et Environnemental
GPR : Gestion Paysagère des Ravageurs
GTR : Gestion Territoriale des Ravageurs
MA : Modélisation Agile
MAE : Mesure Agro-Environnementale
OP : Organisation de Producteurs
PAC : Politique Agricole Commune
SICREM : Syndicat Interprofessionnel de la Cerise REgion Moissac
SMA : Système Multi-Agents
SSE : Système Socio-Ecologique
Tps : Temps
TVB : Trame Verte et Bleue

En Anglais :

ARDI : Actor-Ressource-Dynamics-Interactions
BN : Bayesian Network
CPT : Conditional Probability Table
SES : Socio-Ecological System
SSM : Spatial Scale Mismatch
UML : Unified Modelling Language